











Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola

2011
Servizo de Publicacións e Intercambio Científico
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola

Mª Elvira López Mosquera
Mª Jesús Sainz Osés
(Coordinadoras)

Servizo de Publicacións e Intercambio Científico
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA
2011

Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola / Mª Elvira López Mosquera, Mª Jesús Sainz Osés (coordinadoras). - Santiago de Compostela : Servizo de Publicacións e Intercambio Científico, Universidade de Santiago de Compostela, 2011
226 p. : il.
ISBN: 978-84-9887-822-6
1. Residuos agrícolas. I. López Mosquera, María Elvira, coord. II. Sainz Osés, María Jesús, coord. IV. Universidade de Santiago de Compostela. Servizo de Publicacións e Intercambio Científico, ed.

63.002.68

Gestión de Residuos de uso Agrícola

Primeira edición: 2011

Coordinadoras:

Mª Elvira López Mosquera

Mª Jesús Sainz Osés

Deseño e Maquetación: L.Gómez-Orellana

ISBN edición digital: 978-84-9887-822-6

Edita: Servizo de Publicacións e Intercambio Científico.
Universidade de Santiago de Compostela

Colabora:











Índice

Presentación

Durante siglos la actividad agroganadera contribuyó a la conservación y protección del medio, considerándose como una actividad armónica con el ambiente. En las últimas décadas, su intensificación y especialización originaron problemas ambientales como la contaminación, la degradación del suelo y la pérdida de hábitats y biodiversidad. A consecuencia de estos problemas, la agricultura de hoy en día es una actividad más compleja que tiene que conjugar la rentabilidad con la protección del medio, atendiendo al mismo tiempo las demandas de los consumidores con respecto a la calidad y seguridad alimentarias. Dentro de este marco, es imprescindible estudiar la mejor manera de gestionar los recursos propios de la explotación, entre ellos los subproductos y residuos que se producen, para evitar y minimizar los problemas ambientales que puedan causar y para aprovechar el potencial que poseen como mejoradores de la fertilidad física y química del suelo.

La actividad ganadera, especialmente la realizada en explotaciones de carácter intensivo, genera gran cantidad de deyecciones, que constituyen un recurso valioso como enmienda y fertilizante en terrenos agrícolas. Sin embargo, en muchos casos, su exceso las convierte en residuos y su mala gestión en el problema ambiental más importante originado por este tipo de explotaciones. Se originan además otros residuos y subproductos (subproductos animales, residuos sanitarios, etc.), cuyo aprovechamiento y/o eliminación debe ser gestionada adecuamente. Por otro lado, en el medio agrícola, cada vez se utilizan más materiales orgánicos y subproductos procedentes de la industria agroalimentaria, que deben ser estudiados en profundidad antes de su aplicación en campo. Su valorización como enmiendas y fertilizantes debe hacerse teniendo en cuenta el marco legal existente, sin originar problemas de tipo ambiental o sanitario.

Este libro recoge seminarios impartidos en el *Curso de experto en gestión de residuos generados en las explotaciones agroganaderas y en las industrias agrarias de transformación*, organizado, desde el curso académico 2005-2006, por el Instituto de Biodiversidad Agraria y Desarrollo Rural de la Universidad de Santiago de Compostela, dentro de la programación de postgrado. Se ha estructurado de forma que se presentan en primer lugar distintos artículos relacionados con las principales implicaciones ambientales de la fertilización orgánica (cambio climático, eutrofización, contaminación por metales), para continuar con distintas experiencias sobre el aprovechamiento de distintos materiales orgánicos originados en explotaciones ganaderas y agroindustriales. Por último, se dedica un apartado a la técnica del compostaje como proceso muy versátil en la valorización de distintos residuos.

Las coordinadoras desean que esta publicación sirva como complemento bibliográfico a todos aquellos interesados en la gestión de “residuos-recursos orgánicos” de utilidad en el medio agrícola y forestal.

Mª Elvira López Mosquera - Mª Jesús Sainz Osés

Prólogo

Para su desarrollo las sociedades humanas siempre han requerido materia y energía. La búsqueda y utilización de materias primas, cada vez en mayores cantidades y de mayor variabilidad en su naturaleza, propiedades y aptitudes, traen como consecuencia la acumulación de materiales desechados, a los que denominamos **residuos,** que son abandonados o no utilizados. Este abandono, incluso con las mejores técnicas de gestión, suele producirse cerca de los lugares de producción de las materias útiles o en los de su utilización, lo que puede originar una concentración de elementos y compuestos potencialmente tóxicos y, por supuesto, anomalías geoquímicas por un exceso localizado de determinados compuestos o elementos por encima de la carga crítica de contaminantes del sistema. Cuando esto se produce, hay un riesgo significativo de deterioro de los suelos, aguas y sistemas bióticos que es preciso eliminar o, al menos, mitigar. Parece claro que hay que evitar la concentración de sustancias potencialmente tóxicas y, para ello, se han propuesto muchas alternativas desde las de "no producción", generalmente incompatibles con la satisfacción de las necesidades humanas, hasta las de dispersión o dilución, pasando por la aceptación de que determinados emplazamientos, a los que genéricamente denominamos **"vertederos",** acumulen, de forma más o menos oculta y controlada, aquello que en un momento no deseamos o no sabemos utilizar. Otras técnicas de eliminación o gestión son grandes consumidoras de energía, o muy costosas, reduciendo así la eficiencia de nuestras actuaciones. El incremento de la demanda de bienes y servicios, tanto en cantidad (somos muchos más) como en calidad (todos queremos vivir mejor), ha agravado estos problemas e incrementado nuestra **"huella ambiental",** de modo que muchos recursos que hasta hace poco se creían infinitos están empezando a disminuir y a ser cada vez más costosa su obtención. Es el caso de las fuentes de P de alta concentración o de algunos de los combustibles fósiles.

Además, las actividades de gestión de residuos que veníamos haciendo, en un último caso enviar una gran parte de los residuos a los compartimentos atmosféricos o hídricos, nos están llevando a problemas de desequilibrio ambiental, contribuyendo a problemas como el **"forzamiento climático",** causado por el incremento anómalo de las emisiones de gases de efecto invernadero. Datos de la Agencia Ambiental Alemana de 2011 señalan que, por ejemplo, en España el 59% de los residuos van a vertedero y que los vertederos europeos controlados (la mayoría no lo son) emiten unos 110 millones de toneladas/año de CO_2, unas 5 veces las emisiones globales de Galicia, incluyendo las centrales térmicas a pleno rendimiento. En la misma línea de nuestra ineficiencia debe destacarse la mala utilización de nuestros recursos energéticos, de los que quizás ninguno sea tan escandaloso como el enorme dispendio que nos causa la fijación del N atmosférico para obtener abonos y proteínas, que finalmente exigen la inversión de enormes sumas en sistemas depurativos que retornen el nitrógeno a la atmósfera, si queremos protegernos de la eutrofización localizada.

Es el forzamiento de los ciclos biogeoquímicos naturales, muchas veces causado por su desconocimiento, la causa de estos problemas, que, en esencia, se deben a una visión sectorial y a corto plazo de los problemas y sus soluciones, obviando la necesaria integración holística que exigen los sistemas en los que vivimos, nos desarrollamos y de

los que formamos parte. Considerando esto, la visión de los residuos cambia de ser un problema a ser un recurso. Así, el residuo sería un **recurso que está en un sitio o en una forma inadecuada,** lo que nos llevaría a que la gestión más eficiente sería la de ponerlo dónde y cómo sea más eficiente desde el punto de vista ambiental y económico. Además, necesitamos recuperar la máxima energía posible teniendo en cuenta la huella de Carbono y reutilizar e incorporar a los ciclos biogeoquímicos, todos los elementos, componentes y propiedades útiles de los residuos. Este objetivo puede lograrse con una mayor eficiencia que la existente actualmente utilizando, en mayor medida, al suelo frente al aire y al agua, ya que el suelo tiene una mayor capacidad tampón y de depuración. Al fin y al cabo, el suelo no es más que una mezcla estructurada de residuos inorgánicos y orgánicos que, gracias a su estructura, componentes coloidales y actividad biológica, permite las reacciones de interfaz entre la vida, el aire y el agua, todas ellas muy diversas y que conducen a la eliminación, transformación y reciclaje de los residuos a través de los ciclos naturales. Los primeros componentes, minerales procedentes de la alteración de las rocas (roca podre, vieja, y en camino de ser nuevamente roca, según los edafogeólogos alemanes del siglo XIX), se mezclan con cadáveres animales y vegetales, que se transforman parcialmente en humus, exprimiendo y reteniendo el mayor tiempo posible la energía a través de los procesos metabólicos como principal agente de eficiencia energética. Además de la energía de los residuos, su C, N, P, K, Ca, Mg, S,…, así como sus componentes y propiedades útiles, deben ser recuperados a través de procesos de valorización biogeoquímica, de modo que nos alejemos del “modelo abandonamos todo” y nos acerquemos al de “reciclarlo todo”. Es decir del “modelo cow boy” al “modelo astronauta” o “modelo Dune”, siguiendo a Flotats.

Por supuesto, todo esto debe realizarse con garantía sanitaria para todos los seres vivos y con la garantía de no afección a nuestros recursos, teniendo en cuenta siempre el conjunto integral de las huellas antrópicas que producen los diferentes sistemas de gestión. Necesitamos recapacitar sobre los sistemas de gestión de residuos que utilizamos, conocer sus fortalezas y debilidades en un contexto integrador, para, a partir de ahí, delinear las nuevas líneas de desarrollo que se adapten más adecuadamente a nuestras necesidades y capacidades y a la conservación y valorización de todos nuestros recursos. Sin duda, esto exige la aplicación de los conocimientos disponibles y su continua ampliación y puesta al día para encontrar las técnicas más adecuadas dentro de las posibilidades tecnológicas y económicas y con el máximo respeto ambiental. Por ello, la organización desde el IBADER de este curso de experto en **“Gestión de residuos generados en las explotaciones agroganaderas y en las industrias agrarias de transformación”** y del libro colectivo derivado, es de extraordinaria relevancia para la selección del destino de nuestros residuos-recursos. En este sentido, debe reconocerse el importante trabajo realizado por las organizadoras del curso, que ha permitido a diferentes autores exponer sus ideas y participar en una plataforma de interconexión entre distintos profesionales y enfoques, con el objetivo conjunto de la mejora ambiental y la gestión eficiente de los recursos. La aparición y, sobre todo, la utilización de este libro espero que sirva de reconocimiento de su labor y aporte continuidad a la tarea que han llevado a cabo.

Felipe Macías Vázquez
Santiago de Compostela 15 de noviembre de 2011

1 Gestión de residuos y cambio climático

F. Macías · F. Macías-García · C. Nieto · J.R. Verde · C. Pérez · M. Bao · M. Camps-Arbestain

Gestión de residuos en Galicia y norte de Portugal en un contexto de forzamiento climático

El problema actual de la gestión de los residuos deriva de su producción en grandes cantidades, en lugares no siempre adecuados y generalmente de pequeña extensión superficial, con una enorme heterogeneidad en su composición, en la que suelen encontrarse concentraciones anómalas de sustancias nocivas que no siempre son controladas, contaminando aire, aguas, suelos y biota e incluso afectando a la salud humana con la consiguiente pérdida de recursos económicos. Acumulamos demasiados residuos porque no existe una cultura de su valorización, sino que los destinamos mayoritariamente al abandono o a sistemas de gestión que rápidamente los transforman en componentes gaseosos, líquidos o sólidos que desaparezcan rápidamente de la vista, pero sin tener en cuenta los efectos que tiene este comportamiento. En lugar de considerar al residuo como un recurso se procede como si fuesen algo inevitable y desagradable que aparece en nuestras actividades y que debemos deshacernos de ellos lo antes posible evitando así el pensar en una posible valorización.

Con este enfoque los efectos negativos que se han producido en el pasado y siguen produciéndose a causa de la gestión de residuos (mayoritaria y lamentablemente hasta la fecha con predominio del abandono) han generado unas pautas sociales preventivas contra el residuo e incluso una legislación que, aplicada estrictamente, impide o dificulta su uso racional en muchos casos y obliga a costos muy elevados de gestión, que, paradójicamente, hacen inviable el objetivo deseado. Es decir, la rentabilidad del reciclaje, la valorización del residuo y la consecución de una mejor calidad ambiental y económica. En muchos casos, el residuo, aunque tenga propiedades para volver a ser reutilizado, acaba por ser más caro que la materia prima derivada directamente de los recursos naturales, lo que lleva a un continuo incremento de la presión sobre éstos y al abandono y a la eliminación mayoritaria de los residuos a través de los peores sistemas contemplados por la Agencia Ambiental Europea (Fig. 1), el vertido y la incineración sin recuperación de energía, ambos sistemas con una enorme producción de gases de efecto invernadero que contribuyen de manera significativa al forzamiento climático (Fig. 2). Es decir, ante el miedo al residuo se han fomentado, de forma excesiva, mecanismos de exclusión o de no actuación sobre ellos que conducen a la continuación y el incremento de la agresión y el expolio de los sistemas naturales a través de la demanda continua de nuevas materias primas y a la contaminación y degradación del suelo, agua y biota por medio del abandono o la mala gestión de eliminación de los residuos no o escasamente valorizados.

Además, esto tiene consecuencias para la economía de las pequeñas empresas por los altos costos de gestión de los residuos que, en muchos casos, provienen casi exclusivamente del elevado costo de transporte o de la obligatoriedad de determinadas actuaciones no siempre racionales. Transportar materiales voluminosos, que muchas veces contienen un elevado porcentaje de agua, a grandes distancias, es antieconómico para la empresa que tiene que pagarlo, pero sobre todo lo es para el conjunto del sistema ambiental, por el consumo de combustibles fósiles y la producción de gases de efecto invernadero que conlleva. Si se considerase la *"Huella de Carbono"* muchas

Laboratorio de Tecnología Ambiental, Instituto de Investigaciones Tecnológicas, Universidad de Santiago de Compostela, 15782, Santiago de Compostela. E-mail: felipe.macias.vazquez@usc.es

de las actividades más utilizadas en la gestión de residuos tendrían que ser eliminadas (caso del vertido) o fuertemente limitadas, tales como combustión, compostaje y, sobre todo, transporte.

Es muy posible que la concentración de residuos previa a su transporte permita una economía de escala que puede ser fructífera para las grandes empresas, pero en un contexto de forzamiento climático (Figs. 2 y 3) la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero como el CO_2 o los NO_x derivados del consumo de combustibles fósiles, debe ser un objetivo prioritario de todo el contexto social. Por otra parte se producen situaciones difíciles de comprender como exigir mayores costos de transporte especializado a los residuos que a las materias primas similares, como es el caso del transporte de ácidos y bases fuertes iniciales que son transportados por medio de sistemas convencionales mientras que los residuos derivados de su uso, al ser considerados como sustancias tóxicas y peligrosas, deben hacerlo en sistemas especiales mucho más costosos. Esto no favorece el uso y la competitividad de los procesos de valorización de residuos y lleva a una mayor presión sobre los recursos y materias primas naturales, muchas veces limitados y con costes ambientales no siempre cuantificados al no tenerse en cuenta las diferentes “huellas ambientales” del Carbono, Nitrógeno, Agua, Energía, etc., como valores económicos.

El forzamiento climático producido por las actuaciones antrópicas se debe fundamentalmente a las emisiones causadas por actividades industriales y al transporte, en los tiempos recientes, pero también hay un porcentaje significativo de las emisiones que está relacionado con la obtención y utilización de materias primas agrícolas, forestales, mineras, etc., que promueven el cambio de uso del suelo (Fig. 3). Diversos informes del Panel Internacional del Cambio Climático (IPCC), y muchos otros autores consideran que la concentración de gases de efecto invernadero ha alcanzado límites excesivos y que se requiere incluso un retroceso a niveles más bajos. Esta es la opinión, entre otros muchos, de Hansen y colaboradores (2008) que postulan un retroceso hasta niveles del orden de 350 ppm., que ya fueron sobrepasados en la década de 1990.



Figura 1.- La pirámide de gestión de los residuos de la Agencia Ambiental Europea pone de manifiesto que las peores opciones de gestión son las que eliminan el residuo, sin posibilidad de obtener ningún beneficio y produciendo gases de efecto invernadero, como el vertido o la incineración sin recuperación de energía. La valorización energética sería el siguiente eslabón y el reciclaje y reutilización, minimizando las pérdidas de gases de efecto invernadero, serían las alternativas de valorización de mayor calidad ambiental

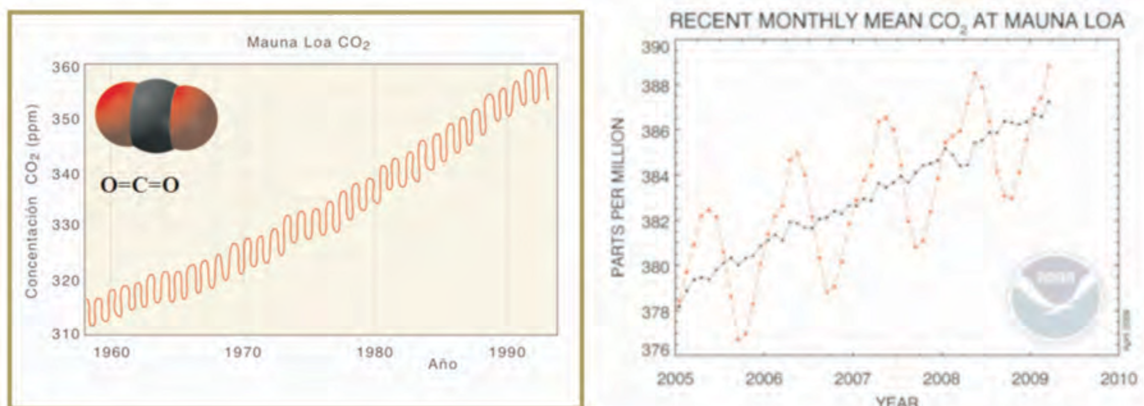


Figura 2.- Charles Keeling puso de manifiesto que desde 1960 hasta finales del siglo XX la concentración atmosférica del principal gas de efecto invernadero, CO2, no ha dejado de aumentar. Medidas posteriores han demostrado que el incremento ha seguido produciéndose en la primera década del siglo XXI

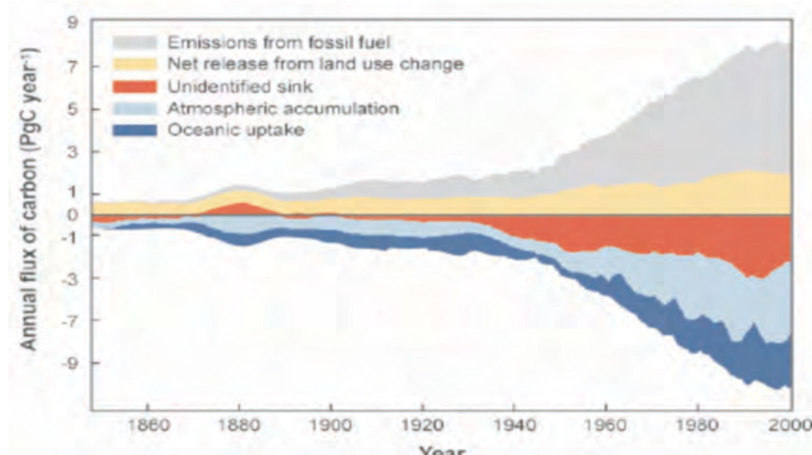


Figura 3.- Esquema de los cambios en el flujo del C según Houghton et al., 2007. Las emisiones más importantes son las derivadas del uso de combustibles fósiles (en gris) y las derivas del cambio de uso del suelo por labores agrícolas, silvícolas, mineras, etc

La gestión de los residuos no puede estar al margen de esta situación de forzamiento climático, por lo que en la selección de alternativas deben priorizarse las actuaciones de valorización que contribuyan a minimizar las emisiones actuales y, si es posible, que favorezcan la reducción de la concentración atmosférica. Esto sólo puede conseguirse a través de aquellas actuaciones de gestión de los residuos de las que se derive finalmente un incremento de la captación, que la naturaleza realiza a través de la función clorofílica, haciendo retornar el CO_2 atmosférico a los sistemas o compartimentos, como la biomasa, los suelos o el compartimento hídrico, en los que su presencia no produce forzamiento climático (Fig. 4).

En esta situación es necesario cambiar la imagen del residuo como algo indeseable cuyo principal objetivo debe ser la rápida eliminación y desaparición de la vista, que es lo que se logra con las actuaciones de menor calidad ambiental: Los procedimientos de gestión deben tratar de valorizar el residuo, fomentando su reutilización y reciclaje, manteniendo la gestión con garantía sanitaria y minimizando las emisiones de gases de efecto invernadero, especialmente la de los que tienen mayor capacidad de forzamiento climático, tales como CH_4, NO_x. o fluocarbonos. Esto puede conseguirse a través de la consideración de que el residuo es un recurso que está fuera de sitio o en una forma inadecuada, concepción que explícitamente fue reconocida en el Congreso Mundial de Residuos del ISWA (Lisboa, 2009).

Por ello, además de reducir emisiones de efecto invernadero debe incrementarse el C en la biomasa y, sobre todo en el suelo (principalmente como humus de larga duración o C recalcitrante), que junto con el C fijado por la alteración de minerales lábiles son los mecanismos naturales que actúan con mayor rapidez en la captación del C atmosférico. Actualmente el IPCC postula como favorables todos los procesos que logren estabilizar al menos el 50% del C en un compartimento no atmosférico durante más de 100 años.

Debe ser reconocido que un residuo puede ser algo de lo que debe deshacerse su productor, pero, al mismo tiempo, puede ser una materia prima o un subproducto para otros, de modo que pueda ser reutilizado o reciclado, siempre con garantía sanitaria y de protección de los ecosistemas, hasta que cuando se acaben las posibilidades de valorización y se complete su ciclo de vida se integre en los ciclos

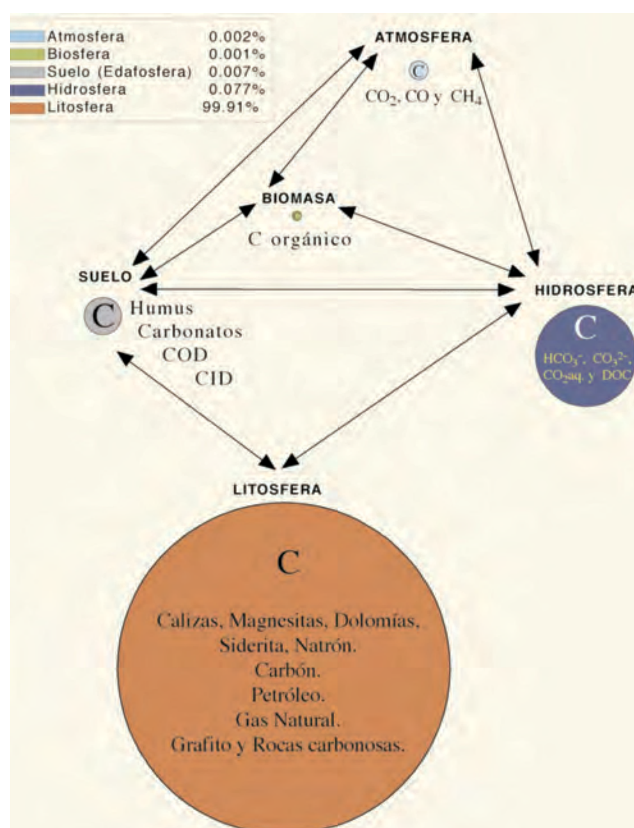


Figura 4.- El C de la Tierra ni se crea ni se destruye, solo cambia de sitio. Hay flujos naturales entre los diferentes compartimentos, pero el hombre ha modificado la cantidad almacenada en la atmósfera aportándole gases de efecto invernadero a través de las actuaciones agrícolas, silvícolas, mineras, industriales,…. Sin embargo, el compartimento atmosférico todavía es pequeño (el tamaño de los compartimentos está en relación a su C actual) y aproximadamente cada 10 años todo el CO2 de la atmósfera pasa a través de la biomasa (Macías y Camps, 2009 y 2010)

biogeoquímicos de la superficie terrestre pasando a formar parte del ciclo de la materia y la energía del planeta. En este sentido, puede aprenderse de la naturaleza y de los procesos naturales que se producen dentro del ciclo biogeoquímico superficial, que se produce en la biosfera y que se incardina con un ciclo geoquímico profundo o del interior de la Tierra. Todos los materiales que se sitúan sobre la superficie de la Tierra, como las rocas, sedimentos, restos orgánicos y también los residuos, están sujetos a procesos dinámicos de cambios químicos y físicos en busca del equilibrio termodinámico. Reacciones muy variadas de hidrólisis, hidratación, disolución-precipitación, oxidación, carbonatación, sulfatación, complejación y adsorción superficial cambian el tamaño de las partículas (generalmente disminuyéndolo por desagregación física, rotura, etc.,) y su composición química y mineralógica. Como consecuencia se acumulan sobre la superficie de la Tierra materiales sueltos, más o menos modificados por procesos de alteración, que denominamos *"regolitos"*, y, cuando éstos se colonizan por organismos vivos y adquieren una estructura porosa, aparecen los *suelos,* que también evolucionan hasta que son erosionados y acumulados como sedimentos en depresiones continentales y cuencas marinas, de donde pasan a formar nuevos suelos o se transforman progresivamente en rocas sedimentarias, metamórficas o incluso magmas que dan origen por enfriamiento a nuevas rocas ígneas.

Es decir, todos los materiales experimentan reacciones, cambios de composición o de sitio y una evolución en busca del equilibrio en la que los materiales sólidos interactúan con los líquidos que constituyen la hidrosfera, la atmósfera y los organismos vivos modificando su composición y, en determinados casos, provocando anomalías de concentración de sustancias tóxicas que pueden causar la pérdida de las condiciones de calidad de los sistemas más sensibles; el agua, la vida y, en menor medida por su enorme volumen, la atmósfera. Todos los compartimentos: Litosfera (rocas más regolitos), Suelos, Hidrosfera, Biosfera y Atmósfera (Fig. 4) están interconectados y la materia y la energía fluyen a través de ellos.

Los residuos expuestos en superficie están sometidos a los mismos principios. Proceden bien de materias primas de origen mineral o vegetal bien de procesos de síntesis de nuevos materiales que ha realizado el hombre; es decir o son materiales naturales que el hombre ha cambiado de sitio o son materiales sintetizados a través del conocimiento de transformación de la materia que ha desarrollado la sociedad humana. Esto explica que se hayan denominado en clasificaciones recientes como *"materiales antropogeomórficos"* (FAO et al., 1996) o *"artefactos"* (IUSS, 2006), pues tienen composiciones y propiedades similares a los materiales naturales orgánicos e inorgánicos, pero el hombre ha intervenido en su acumulación superficial.

En su busca del equilibrio termodinámico los residuos, espontáneamente, o por medio de procesos de gestión, interactúan con el medio y pueden enviar gases a la atmósfera (CO_2, CH_4, NO_x, H_2O, NH_4^+, SH_2, CO, Cl_2Hg, AsH_3, SO_2, …), algunos, con efecto invernadero, otros, con efectos variables como eutrofización, acidificación, toxicidad, … de forma directa o indirecta, afectando a la calidad del aire, en muchos casos con efectos locales (que pueden llegar a ser graves) y en algunos, como la acidificación de la lluvia y nieve por exceso de gases acidificantes y, sobre todo, el forzamiento climático, con efectos globales. Son estos últimos los que en la etapa final del siglo XX y en el siglo XXI preocupan más, por sus posibles efectos sobre la variación del clima con incrementos de temperatura y cambios en la distribución de las precipitaciones y de los vientos, el incremento de la frecuencia de episodios extremos, etc. Por ello, soluciones que eran lógicas en una situación de menor preocupación por el forzamiento climático, como el depósito en vertederos, la incineración, e incluso el compostaje (Macías et al., 2006, 2009, 2010), hoy deben ser desincentivadas respecto a otros sistemas de gestión que permitan retener el mayor tiempo posible el C y el N en la fase sólida, ralentizando su paso a la atmósfera. Esto es aplicable no sólo a los sistemas de gestión sino también a todos los procesos implicados, como el transporte, que genera importantes cantidades de gases de efecto invernadero y que, en lo posible, debe minorarse y racionalizarse teniendo en cuenta la "huella del C" y todas las demás de índole ambiental.

Obviamente, la sustitución rápida de todos los sistemas de gestión actuales por otros pensados para evitar o minimizar la emisión de gases de efecto invernadero no es posible a corto plazo e incluso podría ser contraproducente, pues podría fomentarse el abandono, que es la peor de las soluciones, pero sí debe tenerse en cuenta en la toma de decisiones de gestión para las que debe tenerse claro el objetivo de reducción de las emisiones, especialmente las de CH_4 y NO_x, que son los gases de efecto invernadero de mayor poder de forzamiento (23 y 44 veces más eficientes en el forzamiento climático que el CO_2). Esto, además de la pérdida de recursos, convierte a los vertederos en el principal objetivo a eliminar (al menos la incorporación de residuos orgánicos), tal como ha sido declarado muchas veces y desde hace años por la Agencia Ambiental Europea. En menor medida, conduce a tratar de reducir o minorar los procesos de combustión, especialmente los realizados sin recuperación de energía, y a reducir, en lo posible, el consumo de combustibles fósiles y fomentar los procesos que retienen el C y el N, como la obtención de Tecnosoles o Biocarbones, respecto al compostaje y otros sistemas de gestión que disminuyen el tiempo de residencia de los compuestos productores de gases de efecto invernadero en la fase sólida.

Los componentes solubles iniciales de los residuos y los que se vayan formando por su evolución o interacción con el medio también van a pasar a las aguas. En este caso, los riesgos son claros, porque la calidad de las aguas puede deteriorarse muy fácilmente en sus aspectos físico-químicos o bióticos en contacto con los residuos, perdiendo calidad y potencialidad de uso e incrementando el riesgo para la salud humana y la protección de los ecosistemas a medida que se carga de contaminantes. La contaminación de las aguas está facilitada por su escasa capacidad de amortiguación y su gran poder de disolución para los compuestos químicos, así como por su excelente condición

de medio adecuado para el desarrollo de muchos organismos patógenos. En gran medida, estos problemas son algo amortiguados cuando la cantidad de agua (de precipitación o la propia del sistema) es elevada, pues la dilución de los contaminantes es siempre un factor favorable al disminuir la concentración de las sustancias u organismos tóxicos. Ya Paracelso, lo describía de forma precisa cuando decía que *"el veneno es la dosis"* y toda la reglamentación moderna de calidad del agua nos lleva a no superar determinados umbrales de concentración, variables para cada elemento, especie o compuesto. La contaminación del agua puede producirse a partir de los residuos por la aparición de condiciones anómalas de pH (acidificación o alcalinización excesiva), incremento de la concentración de sustancias tóxicas, como metales pesados, metaloides tóxicos y contaminantes orgánicos y el incremento de la concentración de microorganismos patógenos, pero también pierde calidad el agua por el incremento de su carga de compuestos orgánicos a degradar aunque no sean especialmente tóxicas, el incremento de las sustancias eutrofizantes disueltas, el aumento de partículas en suspensión o la pérdida de propiedades organolépticas como el color, sabor,..

La gestión de residuos debe tener siempre en cuenta la necesidad imperiosa de conservar la calidad del agua, por lo que toda planificación de gestión de residuos debe realizarse con un control adecuado, evitando la aparición de los factores que incrementan el riesgo de contaminación de las aguas, tanto de las superficiales como de las freáticas. En este sentido, técnicas como: evitar el contacto del agua con residuos con altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (ver listado y niveles genéricos de referencia para Galicia en Macías y Calvo de Anta (2008) y muy especialmente de los de mayor toxicidad, como Hg, As, Cd o Pb; reducir los tiempos de contacto mediante procesos de cubrición e impermeabilización, reducir la solubilidad de los elementos tóxicos poniéndolos en las condiciones de pH que la minimizan (fundamentalmente las neutras y alcalinas) y evitar las que la incrementan (generalmente las ácidas e hiperácidas); gestionar separadamente y en sistemas controlados los residuos con mayor potencialidad contaminante o bien proceder a su rápida inertización o descontaminación.

En el caso de los patógenos es necesario proceder a su eliminación en los residuos que los contengan a través de técnicas de aporte de calor, eliminación por valores extremos de pH, etc., que, por economía y facilidad de gestión es preferible realizar sólo en los residuos que los contengan antes de su mezcla con otros, lo que incrementaría el volumen a tratar.

El conocimiento de la composición y riesgos potenciales de los residuos es clave para la toma de decisiones que tiene que estar basada en un conocimiento real de la naturaleza de cada residuo específico y que, muchas veces no puede deducirse a través de su código LER o de una mera descripción de la naturaleza del residuo. Sirva como ejemplo de esto la diferencia en el contenido y naturaleza de metales pesados de lodos de depuradoras. Los de Xinzo de Limia suelen presentar picos de concentración de Cu, y muchas veces algunos tipos de gestión, como la utilización como lodos agrícolas debe evitarse pues superan los umbrales admisibles de este elemento por el uso importante de fungicidas que se lleva a cabo en la zona. Otro caso son los lodos de la depuradora de Melide, que, por la naturaleza de su sustrato geológico serpentínico origina lodos con alto contenido de Ni, que tiene un origen natural, pero no por ello menos potencialmente tóxico. Los lodos de la depuradora de Vigo pueden llegar a tener puntas de concentración con valores altos de Zn o Hg que son variables dependiendo de que se trate de días de labor o festivos, etc. En estos casos, el tratamiento conjunto de lodos de diferentes procedencias es positivo, pues los de zonas con pocas mineralizaciones o con escasa actividad industrial diluyen la concentración de los otros, pero esto demuestra que el simple código LER no es suficiente para decidir si se lleva a cabo una gestión a través de su adición como lodos agrícolas o, lo que sería más adecuado para minimizar riesgos, evitarla, especialmente la de los lodos que presentan niveles altos de forma sistemática, procediendo a la elaboración de otras alternativas que faciliten la dilución y disminución de la concentración excesiva o su reducción mediante técnicas extractivas.

Lo mismo que sucede con los lodos de depuradora pasa con otros muchos residuos, tales como cartones, plásticos, cenizas, residuos de excavación y demolición, …, que, teniendo el mismo código LER tienen potenciales de riesgo variables entre amplios límites. Al igual que en el caso anterior, el conocimiento del residuo específico de cada actuación industrial debe ser algo obligado, a través de su análisis periódico y del conocimiento de los factores que incrementan el riesgo de producción de altas concentraciones de cualquier contaminante regulado. En este sentido, la separación eventual de partidas de residuos en las que se considere y constate una mayor posibilidad de contaminación y su tratamiento diferenciado debe ser incentivada, pues así se mantiene más adecuadamente la imagen tanto del productor de residuos como del gestor, que quedarían más deterioradas si envían un producto tóxico al ambiente afectando significativamente al aire, aguas, suelos, biota, cosechas y salud humana.

La interacción residuo-suelo tiene que partir del hecho de que los suelos realizan funciones de extraordinaria importancia en la naturaleza. Son los encargados de permitir el crecimiento de la vegetación y, por tanto de la función clorofílica, sistema natural más rápido para la captación del CO_2 de la atmósfera al tiempo que nos suministra alimentos y materias útiles. Además, el suelo es el principal regulador de los ciclos biogeoquímicos, interviniendo en los ciclos de prácticamente todos los elementos químicos, regulando su movilidad y ciclo de vida, mitigando el efecto de muchos contaminantes y permitiendo el mantenimiento de la calidad del agua, del aire y de la biosfera. Es el único sistema superficial que tiene una respuesta rápida a los cambios del medio y que posee capacidad para amortiguar los cambios de pH y las condiciones redox o de secuestrar de forma duradera grandes cantidades de C (un suelo medio de Galicia almacena del orden de 5-8 tC/ha/cm y la media de retención de lo suelos naturales es del orden de las 200 tC/ha; Macías et al., 2004). Por ello, decimos que los suelos tienen

funciones ambientales y productivas y la Unión Europea ha reconocido la necesidad de establecer procedimientos de Protección del Suelo contra su degradación, contaminación o pérdida de sus funciones.

La interacción suelo-residuo ha sido conflictiva. Muchos suelos han recibido cantidades de residuos anómalas que han superado su capacidad de amortiguación, llevándolos de sumideros a fuentes de contaminantes. Se dice que la contaminación del suelo es "insidiosa", y que es una especie de "bomba de acción retardada", porque el suelo se va cargando de contaminantes y, a diferencia del agua o de los organismos vivos, es capaz de amortiguar sus efectos de modo que, durante mucho tiempo, no se observan efectos nocivos. Sin embargo, superada una cierta concentración de contaminantes, variable para cada tipo y uso del suelo, el suelo se contamina y bruscamente expande los contaminantes sobre su entorno, causando los mayores daños ambientales a los sistemas más sensibles a los que anteriormente protegía y reduciendo su capacidad productiva. Ejemplos como la muerte del bosque producido en países del norte de Europa y América, la acidificación brusca de las aguas en ciertos lugares, la emisión de organoclorados por suelos del entorno de Chicago, etc., son bien conocidos.

Gran parte de estas situaciones se han producido por el aporte de residuos, por lo que esta situación debe conocerse y regularse, pero no es menos cierto que todos los demás sistemas superficiales son más sensibles. Conociendo esto es posible que los residuos, adecuadamente gestionados, devuelvan sus nutrientes al suelo, mejores sus condiciones físico-químicas e incrementen la eficiencia con la que realizan sus funciones, incluyendo la del mantenimiento de la actividad biológica y de la biodiversidad. Esto es lo que se pretende con la elaboración de los Tecnosoles derivados de residuos, suelos hechos "*a imagen de los suelos naturales"* y *"a la carta*", es decir, con las propiedades que se necesitan para mejorar el cumplimiento de las funciones, especialmente en áreas previamente degradadas, contaminadas o que han perdido su capacidad productiva. (Figs. 5 a 14). La recuperación de estos espacios y el incremento de la producción son objetivos importantes que pueden aplicarse en la gestión de muchos residuos en las condiciones adecuadas.

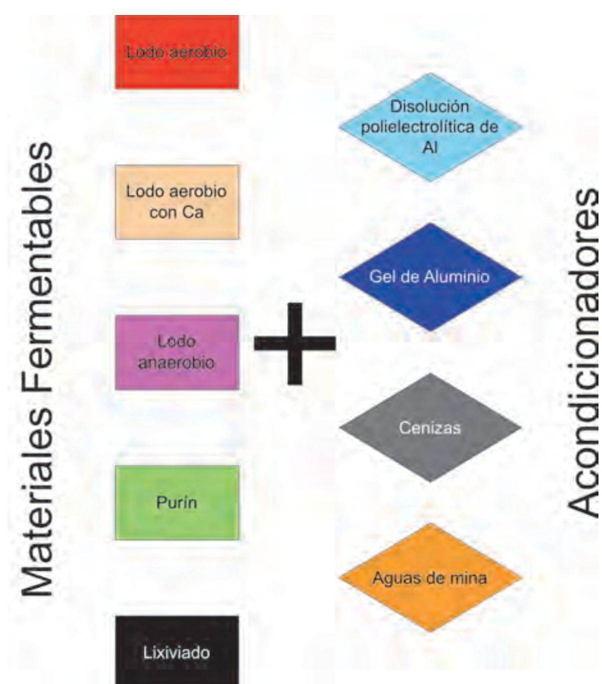


Figura 5.- Esquema simplificado de la preparación de Tecnosoles a partir de la mezcla de residuos fermentables, que simulan el componente orgánico de los suelos, y de otros, que se asemejan a los componentes minerales y contribuyen a la estabilización de los primeros. Los Tecnosoles formados y puestos en superficie pueden corregir contaminaciones y cumplir las funciones de los suelos al tiempo que evolucionan en el tiempo por los mismos procesos y con la misma línea evolutiva que los suelos naturales en el mismo entorno climático. (Macías-García, 2006; Macías et al., 2007)



Figura 6.- Preparación de Tecnosoles para la recuperación de los suelos hiperácidos de la mina Touro



Figura 7.- Algunos suelos naturales que pueden servir de modelo para aprender a secuestrar grandes cantidades de C de forma durable. De izda. a dcha.: Umbrisol (Galicia, más de 800 tC/ha y más de 1000 años de tiempo medio de residencia); Andosol (País Vasco, 300-600 tC/ha, >1000 años; Ferralsol húmico (Minas Gerais 200-400 tC/ha, >10.000 años; Chernozem (Bulgaria, 300-500 tC/ha, >600 años). La naturaleza conoce mecanismos de estabilizar el C durante largos períodos de tiempo, mucho más eficientes que los que utilizamos normalmente en la gestión de los residuos, (comparar con los de la Fig. 1). Los Tecnosoles derivados de residuos se elaboran a imagen de suelos de este tipo. (Macías et al., 2007; Macías y Camps Arbestain, 2010)



Figura 8.- En suelos totalmente carentes de actividad biológica de la mina Touro, como los hiperacidificados (pH < 3.0) de las escombreras de estériles de mina, que aparecen en primer término, se ha conseguido la mejora de la calidad del agua y el crecimiento de eucaliptales con menores efectos de las plagas y con rendimientos que llegan a superar los de los suelos naturales



Figura 9.- En suelos hiperácidos totalmente estériles, con un espesor de menos de 15 cm de Tecnosoles con concha y residuos de laboreo de los cultivos de mejillón, se llega a producir más de 3000 kg/ha de colza de primavera al tiempo que se mejora la calidad de las aguas de infiltración y escorrentía



Figura 10.- Evolución de una corta minera de la mina de Touro desde 1988 (primera imagen) y 2002 (segunda) al 2008. A partir de la utilización de 4 tipos de Tecnosoles, iniciada en el 2005, se ha recuperado la calidad del agua que entra en el sistema procedente de la oxidación de sulfuros en las escombreras de estériles de mina a valores inferiores a 3.0 y sale del humedal reactivo por encima de 6.0, depositando su carga de Al y metales disueltos y reduciendo su carga iónica de sulfatos y su conductividad eléctrica, al tiempo que se permite la instalación de un sistema trófico sostenible, de elevada biodiversidad, que captura C por fotosíntesis y lo almacena en biomasa y humus



Figura 11.- Evolución de suelos degradados e improductivos del Páramo de Masa (Burgos) con condiciones de largos períodos de sequía y frío intenso por aplicación de Tecnosoles. Además de obtener producciones elevadas de trigo, cebada, colza, etc., en lugares anteriormente improductivos se ha producido un importante secuestro de C en suelo y biomasa

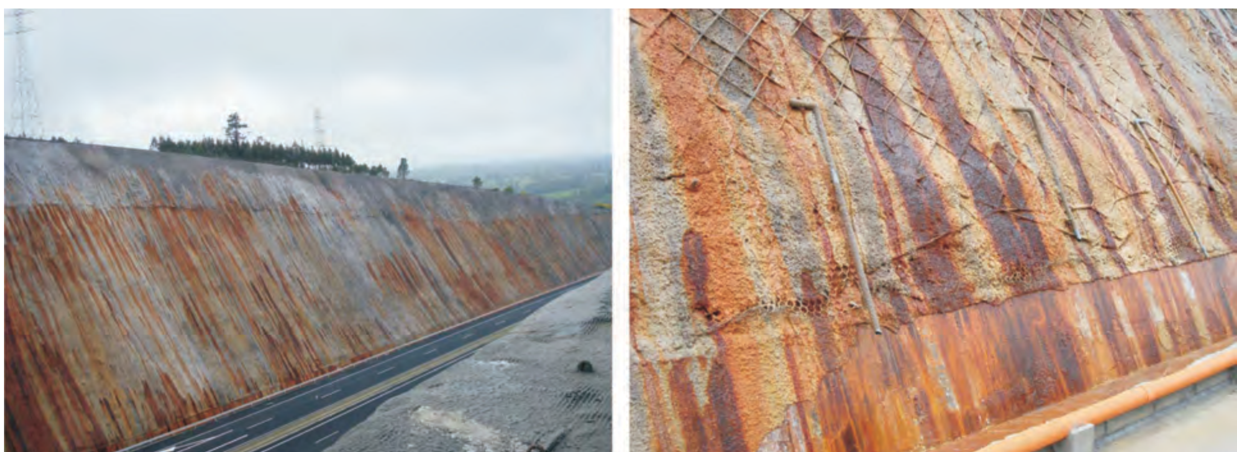


Figura 12.- AUTOVÍA AG-64: Detalle de oxidación incontrolada en un talud gunitado cerca de As Pontes, Si se hubiese actuado en etapas iniciales de la oxidación con Tecnosoles de alta capacidad de amortiguación estas obras y el tratamiento con encalantes del río Chamoselo y del embalse del Eume se hubiesen evitado



Figura 13.- Recubrimientos ocre de oxihidróxidos y sulfatos de hierro formados por la oxidación de sulfuros en pizarras expuestas por obras de construcción. El pH de las aguas es menor de 3



Figura 14.- Pueden elaborarse Tecnosoles adhesivos que neutralizan la acidez de las aguas hiperácidas, regulan la oxidación de los sulfuros y permiten la instalación de una cobertura vegetal incluso en paredes verticales (Macías y Macías-García, 2010)

La reutilización y la valorización, fomentando la captación o al menos minimizando las emisiones de gases de efecto invernadero de los residuos, se puede hacer en los Tecnosoles al tiempo que se mejora la calidad del medio y se incrementa la actividad biológica, la productividad y la biodiversidad. Experiencias de este tipo se han realizado en Galicia, en la mina Touro y en otros emplazamientos, dando origen a la primera legislación sobre Tecnosoles (Instrucción Técnica de Residuos de la Consellería de Medio Ambiente, 2005 y 2008) y, posteriormente se han extendido y están extendiéndose a otras autonomías (Castilla-León, País Vasco, Andalucía,..) y comenzando a desarrollarse experiencias o primeros trabajos en países con Tecnosoles en Portugal, Brasil, Colombia, Nueva Zelanda, China, etc. Algunos resultados pueden verse en las figuras 8, 9 y 10.

Estas experiencias y otras realizadas en diferentes lugares demuestran que es posible hacer Tecnosoles que incrementen la lucha contra el forzamiento climático, siendo Galicia pionera en este tipo de estudios que se basan en imitar en la gestión de residuos los mecanismos que utiliza la naturaleza en los suelos de mayor eficiencia de almacenamiento y duración del C en el humus. Son estos sistemas, capaces de almacenar C por períodos superiores al siglo los que la IPCC considera que deben fomentarse para la lucha contra el forzamiento climático. En la misma línea de orientación de la gestión de residuos se está realizando un gran movimiento de producción de biocarbones. Iniciativa que lidera la “Internacional Biochar Initiative” que deriva de los trabajos de autores como Lehman (2006, 2007 y 2009) y que consiste en obtener, a partir de residuos ricos en componentes orgánicos, un producto carbonoso estable, que retiene carbono de forma sostenible durante mucho tiempo (sin duda más del siglo) y que tiene interesantes propiedades de retención de agua y nutrientes que le permiten mejorar las funciones del suelo.

Sólo cuando estas actuaciones y otras similares no son factibles podría pensarse en las dos soluciones tradicionales (vertido e incineración sin recuperación de energía), adecuadas en contextos anteriores, pero que deberían ser menos utilizadas en un contexto de forzamiento climático. Por supuesto, la reutilización y el reciclado de los materiales debe ser prioritaria. A título de ejemplo de iniciativas de este tipo que se realizan en Galicia se puede presentar el reciclado de algunos tipos de plásticos, evitando su vertido o incineración (Figs. 17 y 18.). Sin embargo, esta iniciativa tiene grandes dificultades cuando el precio del petróleo es bajo, pues resulta aparentemente más económico obtener los plásticos directamente de la materia prima, lo que no lo sería si realmente se incluyesen todos los costos ambientales en el balance de extracción, transporte y utilización de un recurso, cada vez menos sostenible, como el petróleo.



Figura 15.- La pirólisis de algunos residuos permite no emitir C a la atmósfera, repartiendo el C del residuo entre un biocombustible (no contabilizable a efectos de Kyoto) y un biocarbón (biochar) que, además, puede ayudar a secuestrar C atmosférico (Hina et al. 2010; Fuertes et al., 2010)



Figura 16.- Aspecto de un biocarbón derivado de lodos de depuradora obtenido dentro de la colaboración del New Zealand Biochar Research Centre de la Universidad de Palmerston y el Laboratorio de Tecnología Ambiental de la Universidad de Santiago de Compostela

PLANTA DE RECICLAJE DE RESIDUOS PLÁSTICOS

DISEÑO

La planta de Reciclaje de Residuos Plásticos ha sido concebida como una instalación que opera de un modo sostenible y respetuoso con el medio ambiente, basando su gestión en el Reciclaje.

La Planta de Reciclaje de Residuos Plásticos se ha dispuesto en dos naves: Nave de Acopio y Nave de Tratamiento de Residuos Plásticos.

RESIDUOS

En la planta de Reciclaje de Residuos Plásticos se reciclan, mediante un proceso mecánico, residuos plásticos no peligrosos.

-Polietileno de Alta Densidad (PEAD)
-Polietileno de Baja Densidad (PEBD)
-Polipropileno



Figuras 17 y 18.- Reciclado de algunos plásticos en la planta de TYRMA

En la gestión de residuos en un contesto de forzamiento climático se requiere

1.- Incrementar el aprovechamiento máximo de las materias primas minimizando la producción de residuos por las empresas y la demanda de una extracción continua de recursos naturales, especialmente por aquellos procedimientos en los que no se incluye el valor de los efectos ambientales que produce.

2.- La reutilización o reciclaje del residuo si es posible en el propio lugar de producción para minimizar efectos del transporte.

3.- La sustitución de materias primas o auxiliares con riesgo de toxicidad por otras más ecológicas o biodegradables debe ser fomentada. En esta línea, van la sustitución de aceites minerales, lubricantes y filtros por nuevos productos biotecnológicos que actúen de forma similar pero que tengan menos problemas ambientales. Muchos de estos nuevos productos biotecnológicos, como los bioadsorbentes, pueden ser elaborados a partir de residuos adecuadamente tratados, siendo esta línea de investigación, ya realizada en Galicia, muy prometedora.

4.- Si no es posible la reutilización interna se requiere disponer de un mercado de residuos que facilite su conocimiento y permita utilizarlos como materia prima a otra empresa, siendo ideal el que esto se realice en un entorno lo más próximo posible al lugar de producción. La creación de cadenas de uso y complicidades locales y regionales (Euroregión) puede facilitar una mejor y más económica gestión de los residuos reduciendo costes de transporte y eliminación.

5.- Cuando la reutilización como materia prima de otros procesos no sea posible deben buscarse soluciones de valorización a través de actuaciones innovadoras que

respeten la calidad ambiental a escala local y global y permitan el aprovechamiento de sus componentes, propiedades, energía, etc., bien con fines económicos o bien con fines de mejora ambiental de áreas contaminadas o degradadas, manteniendo, en todo caso, las garantías de protección de la salud humana y de los ecosistemas.

6.- Sólo cuando un residuo no puede ser valorizado, por problemas económicos, tecnológicos o de desconocimiento científico actual, podrían utilizarse alternativas de eliminación que conlleven una gestión final de vertido o incineración sin valorización energética, pero, al mismo tiempo, debería fomentarse la investigación de nuevos procesos, tecnologías o sistemas de gestión que minimicen tanto el tiempo de uso de esta solución como la cantidad de residuo afectada.

7.- Por supuesto, el abandono del residuo debe estar fuertemente penalizado y desincentivado.

Bibliografía

Bugallo, P., Grueiro, G., Macías, F., Rodriguez, D., Rodriguez, R., Rodriguez-Lado, L., Romero, Y. (2004). Inventario de Emisións de gases de efecto Invernadoiro en Galicia. Xunta de Galicia. Santiago. 167 pp.

Camps Arbestain, M., Madinabeitia, Z., Anza, M., Ibargoitia, M.L., Virgel, M.L., Morán, A., Calvelo Pereira, R., Macías, F. (2009). Organic carbon stabilisation in Technosols prepared from mixtures of unconsolidated wastes. Waste Management 29:2931-2938

Camps Arbestain, M., Rodriguez-Lado, L., Bao, M., Macías, F. (2008). Assessment of Mercury-Polluted Soils adjacent to an old Mercury-Fulminate Production. Plant. Applied an Environmental Soil Science, Article ID 387419, doi:10.1155/2009/387419.

FAO, IUSS, ISRIC (1996) World Reference Base for Soil Resources. Rome

Fariña, M. & Macias, F. (2009). Inventario de emisións de gases de efecto invernadoiro. Balances de carbono nos espazos naturais do Concello de Pontevedra. Consellería de Médio Ambiente Natural. Concello de Pontevedra. 116 pp.

Fuertes, B., Maciá Agulló, J. A., Smernik, R., Aitkenhead, W., Macías, F. (2010). Chemical and structural properties of carbonaceous products obtained by pyrolysis and hydrothermal carbonisation of corn stover. Australian J. of Soil Research 48: 618-626.

Hansen, J. Sato, M. & Kharecha, P. (2008) Target atmospheric CO_2: where should humanity aim? Open Atm Sci J 2:217–231.

Hina, K., Bishop, P., Camps, M., Calvelo, R., Macia-Agullo, J. A., Hindmarxhm, J., Hanly, J. A., Macias, F., Hedley, M. J. (2010). Producing biochars with greater surface activity though alkaline pretreatment of feedstock. Australian Journal of Soil Research, 48: 606-617.

Houghton R.A. (2007). Balancing the global carbon budget. Ann Rev Earth Sci 35:313–347.

IUSS Working Group WRB (2006). World Reference Base for Soil Resources—A Framework for International Classification, Correlation and Communication. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome

Lehmann, J. & Joseph, S. (Eds) (2009). Biochar for environmental management. Earthscan Publications Ltd, Sterling

Lehmann, J. (2007). A handful of carbon. Nature 447:143–144.

Lehmann, J., Gaunt, J. & Rondon, M. (2006). Biochar sequestration in terrestrial ecosystems- review. Mitig Adapt Strategies Glob Chang 11:403–427

Macías F. & Macías-García, F. (2010). Experiencias de utilización de Tecnosoles de elevada capacidad de neutralización de ácidos en la recuperación de taludes verticales con elevados contenidos de sulfuros. Tramo Miramar-Barreiro (datos no publicados).

Macías F., Bao M., Macías-García, F. & Camps, M. (2007). Valorización biogeoquímica de residuos por medio de la elaboración de Tecnosoles con diferentes aplicaciones ambientales. Agua & Residuos 5:12–25

Macías Garcia, F. (2006). Elaboración de suelos derivados de residuos con diferentes aplicaciones ambientales. DEA. Medio Ambiente y Recursos Naturales. Univ. Santiago de Compostela.

Macías, F. & Calvo de Anta, R. (2008). Niveles Genéricos de Referencia (NGR) de metales pesados y otros elementos en suelos de Galicia. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela. 229 pp.

Macías, F. & Camps Arbestain, C. (2010). Soil carbon sequestration in a changing global environment. Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change. DOI 10.1007/s11027-010-231

Macias, F. & Camps Arbestain, M. (2009). Alternativas para el secuestro de Carbono en suelos y biomasa: Aprendiendo de la naturaleza, aprendiendo de los Suelos. En: Galán, E. (Ed.). Captura y Almacenamiento de CO_2. Monografías de la Real Academia Sevillana de Ciencias, 50-81.

Macías, F., Calvo de Anta, R., Rodriguez-Lado, L., Verde, R., Pena, X., Camps, M. (2004). El sumidero de carbono de los suelos de Galicia. Edafología, 11-3: 341-376.

Macías, F., Macías-Garcia, F. & Camps, M. (2006). Compost y sistemas edáficos: Algunas consideraciones sobre su utilización. En: Red Española de Compostaje (Ed.). Aspectos Normativos, tecnológicos y medioambientales del compostaje. 168-179. Valencia.

Bibliografía específica sobre tecnosoles, biocarbones, reutilización de residuos y secuestro de carbono utilizando procesos de valorización de residuos

Calvelo, R., Camps, M., Rodríguez, B., Macías, F., Monterroso, C. (2006). Behaviour of a-, b-, and g-Hexachlorocyclohexane in the soil-plant system of a contaminated site. Environmental Pollution 144: 210-217.

Calvelo, R., Monterroso, C. & Macías, F. (2010a). Analysis of composition, distribution and origin of hexachlorocyclohexane residues in agricultural soils from NW Spain. Science of Total Environment 408: 5583–5591.

Calvelo, R., Monterroso, C. & Macías, F. (2010b). Phytotoxicity of hexachlorocyclohexane: effect on germination and early growth of different plant species. Chemosphere 79: 326-333.

Calvelo, R., Monterroso, C., Macías, F., Camps, M. (2008). Distribution pathways of hexachlorocyclohexane isomers in a soil-plant-atmosphere system. A case study with Cynara scolymus and Erica sp. plants grown in a contaminated site. Environmental Pollution 155: 350-358.

Calvo de Anta, R., Macías, F. (2009). Remediation of soils contaminated with pyritic sludge from a mine spill in Aznalcóllar, Spain. En: Faz, A., Mermut, A.R., Arocena, J. M. & R.Ortiz (Eds.) Land Degradation and Rehabilitation. Dryland Ecosystems. Advances in Geoecology 40, CATENA VERLAG. 295-310.

Calvo de Anta, R., Quintas, Y. & Macías, F. (1999). Caracterización de materiales para la recuperación de suelos degradados. I. Sedimentos biogénicos de las Rías de Galicia. Edafología 6: 47-58.

Camps Arbestain, M., Madinabeitia, Z., Anza, M., Macías-García, F., Virgel, S., Macías, F. (2008). Extractability and leachability of heavy metals in Technosols prepared from mixtures of unconsolidated mixtures. Waste Management. 28: 2653-2666.

Camps Arbestain, M., Rodríguez-Lado, L., Bao, M., Macías, F. (2008). Assessment of Mercury-Polluted Soils adjacent to an old Mercury-Fulminate Production Plant. Applied & Environmental Soil Science, Article ID 387419, doi:10.1155/2009/387419.

Camps, M., Madinabeitia, Z., Ibargoitia, M.L., Gil, M.V., Virgel, S., Morán, A., Calvelo, R., Macías, F. (2009). Organic carbon stabilization in Technosols elaborated from mixtures of unconsolidated wastes. Waste Management. 29: 2931-2938

Egiarte, G., Corti, G., Pinto, M., Arostegui, J, Macías, F., Ruiz-Romero, E., Camps Arbestain, M. (2008). Fractionation of Cu, Pb, Cr and Zn in a Soil column atended with anaerobic municipal sewage sludge. Water, Air and Soil Pollution. DOI 10,1007/s11270-008-9832-7.

Fuertes, B., Maciá Agulló, J. A., Smernik, R., Aitkenhead, W., Macías, F. (2010). Chemical and structural properties of carbonaceous products obtained by pyrolysis and hydrothermal carbonisation of corn stover. Australian J. of Soil Research 48: 618-626.

Garcia Arrese, A, Quintas, Y. & Macias, F. (1993). Aprovechamiento de lodos de distinto origen para la recuperación de escombreras de mina: ensayos de mineralización de nitrógeno en laboratorio. En: Ortiz, R. (Ed.) Problemática Geoambiental y Desarrollo Tomo I: 335-343.

Gil, A., Val, C., Monterroso, C., Macías, F. (1993). Water management and control measures adopted in the reclamation surfaces of the Puentes Lignite mine. Symposium on Opencast Coal Mining and the Environment, Nottingham.

Hina, K., Bishop, P., Camps, M., Calvelo, R., Macía-Agullo, J. A., Hindmarxhm, J., Hanly, J. A., Macías, F., Hedley, M. J. (2010). Producing biochars with greater surface activity though alkaline pretreatment of feedstock. Australian Journal of Soil Research 48: 606-617.

Macías, F. & Calvo de Anta, R. (2008). Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia. Xunta de Galicia. Santiago. 229 pp

Macías F., Bao M., Macías-García, F., Camps, M. (2007). Valorización biogeoquímica de residuos por medio de la elaboración de Tecnosoles con diferentes aplicaciones ambientales. Agua & Residuos 5:12–25

Macías, F. & Camps, M. (2005). Suelo y Cambio climático: Capacidad de fijación de carbono en sistemas edáficos. En: Callaba, A., Iribarren, I. & Fernandez-Canteli, P. (Eds.) Protección del Suelo y Desarrollo sostenible. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie Medio Ambiente. Nº 6., pp. 179-188. (ISBN: 84-7840-573-9).

Macías, F. &, Camps Arbestain, C. (2010). Soil carbon sequestration in a changing global environment. Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change. DOI 10.1007/s11027-010-9231-4.

Macías, F. (1993). Impacto ambiental en sistemas de eliminación de residuos sólidos urbanos. En: Bao Iglesias, M. (Ed.). Residuos Sólidos y Medio Ambiente. Fundación Alfredo Brañas. Santiago de Compostela.

Macías, F. (1996). Los suelos de mina: Su recuperación. En: Aguilar, J., Martínez Raya, A. & Roca Roca, A. (Eds.) Evaluación y Manejo de Suelos. Junta de Andalucía, 227-243. Granada.

Macías, F. (1999). Procesos de Contaminación y Recuperación de Suelos. Mantenimiento 135: 15-25.

Macías, F. (2001). Perspectivas de la aplicación de residuos orgánicos al suelo. En: Boixadera, J. & Teira, M.R. (Eds.) Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Univ. Lleida, 329-354.

Macías, F. (2004). Recuperación de suelos degradados, reutilización de residuos y secuestro de carbono. Una alternativa integral de mejora de la calidad ambiental. Recursos Rurais, 1: 49-56.

Macías, F. (2004). Sumideros de Carbono para el forzamiento climático antropoceno: Una visión de alternativas de actuación desde la ciencia del suelo. Edafología 11-1: 7-26.

Macías, F., Calvo de Anta, R., Pena, X., García-Amador, E., Bodenlle, R. (2003). Bases científicas del proyecto de recuperación de suelos contaminados de la cuenca del río Guadiamar: Caracterización y evolución del proceso contaminante. En: Consejería de Medio Ambiente-Junta de Andalucía (Ed.) Ciencia y Restauración del río Guadiamar, 61-77.

Macías, F., Calvo de Anta, R., Rodríguez-Lado, L., Verde, R., Pena, X., Camps, M. (2004). El sumidero de Carbono de los suelos de Galicia. Edafología 11-3: 341-376.

Macías, F., Camps Arbestain, M. (2009). Alternativas para el secuestro de Carbono en suelos y biomasa: Aprendiendo de la naturaleza, aprendiendo de los Suelos. En: Galán, E. (Ed.) Captura y Almacenamiento de CO_2. Monografías de la Real Academia Sevillana de Ciencias, 50-81.

Macías, F., Camps, M., Rodriguez-Lado, L. & Barreal, E. (2002). Cargas críticas de contaminantes: Un criterio de evaluación de la sensibilidad de la naturaleza para la ordenación de las actividades humanas. En: Ramos, P. & Márquez M.C.(Eds.). Avances en calidad ambiental 19-50.

Macías, F., Camps, M., Rodriguez-Lado, L. (2005). Alternativas de secuestro de carbono orgánico en suelos y biomasa de Galicia. Recursos Rurais 1: 71-85

Macías, F., Macías-García, F., Camps, M. (2006). Compost y sistemas edáficos: Algunas consideraciones sobre su utilización. En: Red Española de Compostaje (Ed.) Aspectos Normativos, tecnológicos y medioambientales del compostaje, 168-179. Valencia.

Macías, F., Rodríguez-Lado, L., Camps-Arbestain, M., Barreal, E. (2005). Mecanismos de amortiguación de impactos acidificantes. Influencia de la litología, propiedades superficiales y grado de desarrollo edáfico. Edafología 12 (2): 115-126.

Monterroso, C. & Macías, F. (1998). Aguas de drenaje de mina afectadas por la oxidación de sulfuros. Variaciones estacionales de su composición. Edafología 5: 71-82.

Monterroso, C. & Macías, F. (1998). Procesos de inmovilización de elementos traza en aguas ácidas de mina. Edafología 5: 59-70.

Monterroso, C. & Macías, F. (1998). Prediction of the acid generating potential of coal mining spoils. International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment. 12: 5-9.

Monterroso, C., Alvarez, E., Fernández Marcos, M.L., Macías, F. (1999). Geochemistry of aluminium and iron in mine soils from As Pontes, Galicia, (NW, Spain).Water, Air and Soil Pollution, 110: 81-102.

Monterroso, C., Gil Bueno, A., Perez Varela, S., Macías, F. (2004). Restauración de suelos de mina: contribución a la fijación de carbono en el ecosistema terrestre. Edafología 11-2: 17-30

Monterroso, C., Macías, F., Gil Bueno, A., Val Caballero, C. (1998). Evaluation of the land reclamation project at the As Pontes Mine (NW Spain) in relation to the suitability of the soil for plant growth. Land Degradation & Development. 9: 441-451.

Otero, X. L., Calvo de Anta, R., Macías, F. (2008). Iron geochemistry under mussel rafts in the Galician ria system (Galicia, NW Spain). Estuarine, Coastal and Shelf Science 81: 83-93

Otero, X.L., Quintas, Y., Macías, F. (2001). Caracterización físico-química de biodepósitos de mejillón en las Rías Bajas (Galicia-NE Península Ibérica). Nova Acta Científica 11: 197-206.

Otero, X.L., Vidal, P., Calvo de Anta, R., Macías, F. (2005). Trace elements in biodeposits and sediments from mussell culture in the ría de Arousa (Galicia, NW Spain). Environmental Pollution 136: 119-134.

Quintas, Y. & Macías, F. (1993). Recuperación de escombreras de minas de Galicia con biodepósitos de fondos marinos. En: Ortiz, R. (Ed.) Problemática Geoambiental y Desarrollo Tomo I: 325-334.

Rodríguez-Garrido, B., Lu-Chau, T, Feijoo, G., Macías, F., Monterroso, C. (2010). Reductive Dechlorination of α-, β-, γ-, δ-, Hexachlorocyclohexane isomers with Hydroxocobalamin in soil slurry systems. Environmental Science and Technology 44: 7063-7069.

Rodríguez-Garrido, B., Camps, M., Macías, F., Monterroso, M.C. (2004). Reductive Dechlorination of a-, b-, and g-Hexachlorocyclohexane Isomers by Hydroxocobalamin in the Presence of either Dithiotreitol or Titanium (III) as Reducing Agent. Environment Science & Technology. 38: 5046-5052.

Saiz, J.L., Macías, F., López, A., Ceacero, C.J. (2005). Recuperación de suelos afectados por procesos de acidificación derivados de la actividad minera en Andalucía. En: Jiménez, R. & Álvarez, A.M. (Eds.). Control de la degradación de suelos 1, 625-629.

Santos, E.S., Abreu, M.M., Macías, F., Anjos, C., Magalhaes, M.C. (2010). Geochemical evolution of leachates from sulphide rich tailing materials in rehabilitation experiments. Geosciences on-line Journal. Vol. 9(10): 1-4.

Santos, E.S., Abreu, M.M., Macías, F., Anjos, C., Magalhães, M.C. (2010). Evolução geoquímica dos lixiviados de materiais de escombreira ricos em sulfuretos em ensaios de reabilitação. E-Terra Revista Electrónica de Ciências da Terra. Geosciences on-line journal. E-Terra http://e-terra.geoport.pt ISSN 1645-0388. vol. 9 (10): 1(4)-4(4)).

Seara, J., Araujo, P., Nombela, M., Vilas, F., Macías, F. (1993). Problemática ambiental del vertedero de residuos sólidos urbanos de Orense y selección de emplazamientos alternativos. En: Ortiz, R. (Ed.) Problemática Geoambiental y Desarrollo Tomo I: 759-766.

Silva, L. F. O., Izquierdo, M., Querol, X., Finkelman, R.B., Towler, M., Pérez-López, M., Macías, F. (2010). Leaching of potential hazardous elements of Coal Cleaning Residues. Environmental Monitoring and Assessment. DOI 10.1007/s10661-010-1497-1.

Silva, L.F.O., Hower, J., Querol, X., Izquierdo, M., Waanders, F., Hatch, R. S., Macías, F. (2010). Towards understanding of the chemistry of Fe-Minerals in feed coals and ashes from the Santa Catarina, Brazil, power plant. Coal Combustion & Gasification Products. (aceptado, in press).

Yao F. X., Macías, F., Sntesteban, A.,Virgel, S., Blanco, F., Jiang, X., Camps Arbestain, M. (2009). Influence of the acid buffering capacity of different types of Technosols on the Chemistry of their Leachates. Chemosphere 74: 250-258.

Yao, F. X., Macías, F., Virgel, S., Blanco, F., Jiang, X., Camps Arbestain, M. (2009). Chemical changes in heavy metals in the leachates from Technosols. Chemosphere 77: 29-35.

2 Contaminación por fósforo procedente de la fertilización orgánica de suelos agrícolas

M.L. Fernández-Marcos

Introducción

La actividad agraria en general supone una distorsión de los equilibrios ambientales. Sobre los suelos agrícolas el hombre ejerce una serie de acciones "perturbadoras", entre las que cabe destacar la ordenación de los cultivos, el laboreo, la adición de fertilizantes, de herbicidas y de fitosanitarios.

En la mayoría de los países europeos la agricultura aporta en la actualidad un exceso neto de nitrógeno y fósforo, lo que conduce a un incremento de las reservas de N y P en el suelo y al riesgo de emisión de estos elementos a masas de agua.

La agricultura se encuentra en el origen de numerosos casos de contaminación de aguas superficiales y freáticas (Puckett 1995; Costa et al. 2002). De acuerdo con la EPA (Environmental Protection Agency, de Estados Unidos), en los países en los que la agricultura y la ganadería tienen una participación relevante en la economía, la contaminación difusa causada por estas actividades es la principal responsable del deterioro de la calidad de las aguas continentales. Como reconoce la *Sociedad Americana de la Ciencia del Suelo*, es imposible producir alimentos y otros productos agrícolas de forma rentable sin la pérdida de algunos nutrientes a las aguas superficiales y freáticas y a la atmósfera. Se impone, por tanto, una racionalización y optimización de las prácticas de fertilización y de aporte al suelo de cualquier producto químico, por razones tanto ambientales como económicas. La necesidad de normas y mejores prácticas de manejo se incrementará a medida que lo haga la demanda de alimentos para una población mundial creciente (Smil 2000, 2002).

Contaminación por fósforo

El fósforo ha sido considerado tradicionalmente por los agrónomos como inmóvil en los suelos. Hasta época reciente la principal cuestión relacionada con el fósforo en suelos agrícolas era la fertilidad y la producción de cosechas. El fósforo es un elemento escaso en muchas rocas que son materiales originales de suelos, de modo que la deficiencia de fósforo es muy común en suelos naturales. En suelos agrícolas el fósforo debe ser aportado generalmente con los fertilizantes. En particular, los suelos naturales de Galicia son muy pobres en fósforo.

Hasta época reciente, por tanto, no se prestó atención al riesgo de contaminación de medios acuáticos por fósforo de origen agrícola, al considerar este riesgo insignificante. El ión fosfato es, en efecto, retenido por diversos componentes del suelo, siendo incomparablemente menos móvil que el nitrato. Sin embargo, en los últimos años diversos trabajos han puesto de manifiesto la movilidad de ciertas cantidades de fósforo de suelos agrícolas y ha crecido el interés por el fósforo en zonas agrícolas desde un punto de vista ambiental (Edwards & Withers 1998; Haygarth & Jarvis 1999; McDowell et al. 2001a,b; Tunney et al. 2003).

La presencia de fósforo en aguas continentales superficiales es el principal factor responsable de los procesos de ***eutrofización***. Se denomina eutrofización al enriquecimiento en nutrientes de las aguas superficiales (ríos, lagos, embalses, aguas marinas costeras), que da lugar a una proliferación de algas y plantas acuáticas, que a su vez lleva consigo una pérdida de transparencia del agua y disminución de la luz que llega a las capas situadas bajo

Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Escola Politécnica Superior. Campus universitario, 27002 Lugo. Universidade de Santiago de Compostela. E-mail: mluisa.fernandez@usc.es, Tfno: 982 823119, Fax: 982 285926

la superficie de la misma; asimismo las algas y plantas acuáticas, al morir, se descomponen consumiendo oxígeno, lo que lleva a una disminución considerable del oxígeno disuelto y a una pérdida de biodiversidad; en ocasiones la proliferación de cianobacterias (algas verde-azuladas) produce la liberación al agua de sustancias tóxicas para otros organismos. En algunos casos el crecimiento de algas y otras plantas acuáticas resulta indeseable porque dificulta el flujo del agua, tiene un efecto estético negativo o disminuye el valor recreativo del agua.

El proceso de eutrofización de aguas es una de las principales consecuencias de la contaminación de origen agrario; el fósforo es frecuentemente el factor limitante de este proceso en aguas continentales y su control es de máxima importancia para reducir la eutrofización de las aguas superficiales. Así como las actividades agro-ganaderas están en el origen de la mayor parte del nitrógeno que llega a las aguas continentales, en el caso del fósforo hay otras fuentes importantes, como el uso de detergentes domésticos. Durante décadas los detergentes han sido considerados la principal fuente de fósforo en medios acuáticos. En los últimos años los vertidos de fósforo de origen doméstico a aguas superficiales en Europa y otros países desarrollados ha disminuido, debido tanto a la creciente depuración de aguas residuales como al uso cada vez más generalizado de detergentes sin fosfatos. A pesar de esta circunstancia, el problema de la eutrofización por altas concentraciones de fósforo en aguas superficiales persiste, observándose incluso un empeoramiento en algunas masas de agua. Esta situación ha hecho que la preocupación se desplace a la agricultura como origen de la contaminación por fósforo (Sharpley 1995).

La aplicación de fósforo al suelo en cantidades superiores a las necesidades de las cosechas conduce a un incremento progresivo de la concentración de fósforo en el suelo. En áreas de agricultura intensiva se ha pasado en unas décadas de situaciones de déficit a situaciones de exceso de este nutriente en el suelo. Este es el caso de zonas agro-ganaderas de Galicia (Figura 1) y de otras regiones de Europa, Norteamérica, Australia. Esta acumulación de fósforo en el suelo, cuando alcanza un cierto nivel, da lugar a un aumento del riesgo de transferencia de fósforo del suelo a medios acuáticos.



Figura 1.- Paisaje agrario. A Pastoriza, Lugo

Diversas razones explican que durante años no haya preocupado la exportación de fósforo de suelos agrícolas:

- El fósforo es realmente un elemento poco móvil en muchos suelos. En suelos alcalinos precipita en forma de fosfatos de calcio, mientras que en suelos ácidos lo hace como fosfato de hierro (strengita) o de aluminio (variscita). Además el ión fosfato es adsorbido por diversos componentes del suelo, en particular óxidos y oxihidróxidos de hierro y aluminio y aluminosilicatos no cristalinos (alofanos). La máxima disponibilidad y movilidad del fósforo tiene lugar a pH próximo a 6,5 (Figura 2).

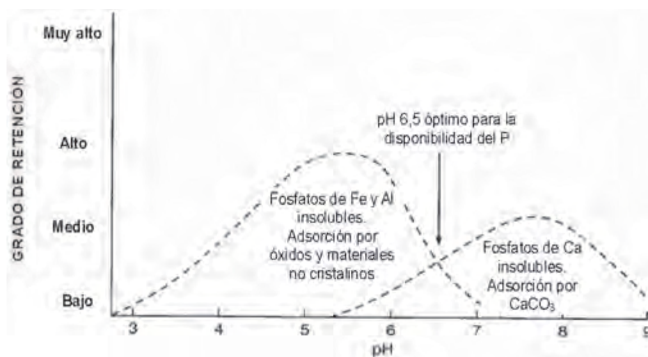


Figura 2.- Retención de fósforo por el suelo en función del pH

- Bajas concentraciones de fósforo pueden producir eutrofización de aguas superficiales. Generalmente se considera la concentración de 0,1 mg P total/L como umbral de eutrofización. Algunos autores rebajan este umbral a 0,05 ó 0,01 mg/L. Las pérdidas de fósforo pueden ser irrelevantes desde el punto de vista de su efecto en la fertilidad del suelo, pero considerables en relación con su efecto sobre las masas de agua (Taylor & Kilmer 1980).

- Sólo cuando se ha alcanzado un valor crítico de la concentración de fósforo en el suelo éste comienza a ser exportado en cantidades importantes. Por tanto, es después de que un suelo ha recibido durante décadas fertilización fosfatada, orgánica o mineral, cuando empieza a ser fuente notable de contaminación por fósforo.

Origen agrícola del fósforo en las aguas

La contaminación de aguas por fósforo de origen agrícola se produce tanto a partir del fósforo soluble del suelo como a partir del fósforo soluble de estiércoles, purines u otras enmiendas orgánicas, particularmente cuando éstas se aplican sobre la superficie del suelo.

La aplicación al suelo de estiércoles y purines, común en áreas ganaderas, es en la actualidad una de las principales causas de contaminación de sistemas acuáticos por fósforo. La ausencia de preocupación ambiental por el fósforo de suelos agrícolas ha hecho que durante décadas la aplicación de abonos orgánicos a estos suelos se haya hecho tomando como base el contenido de nitrógeno en

estos productos, con vista a satisfacer la demanda de nitrógeno de las cosechas. La composición de los purines varía considerablemente dependiendo de la especie animal que lo origina, la edad de los animales, su alimentación y el grado de dilución. Con frecuencia los estiércoles y purines tienen una relación P/N elevada en relación con las demandas de los cultivos (Tabla 1). La aplicación al suelo de estos productos con base en el contenido de nitrógeno da lugar a una acumulación progresiva del exceso de fósforo en el suelo, aumentando paulatinamente el fósforo asimilable en el mismo y el riesgo de contaminación de aguas.

El fósforo se encuentra en el estiércol en varias formas, pero mayoritariamente en forma inorgánica, variando su disponibilidad de unos estiércoles a otros.

Producto	% N	% P	N/P
Lodos de depuradora	2,0-11,3	0,2-5,3	1,3-2,7
Purín de vacuno	3,9-5,0	0,8-1,2	3,7-5,7
Purín de porcino	2,7-4,5	1,6-2,2	1,5-2,4
Purín de aves	4,2-18,2	0,7-3,0	2,1-9,8
Estiércol de vacuno	0,5-0,6	0,1-0,2	2,0-3,4
Estiércol de porcino	0,5-0,7	0,2-0,5	1,6-2,0
Estiércol de aves	2,5-8,9	0,7-5,6	1,4-14,0

Tabla 1.- Concentraciones de N y P totales, referidos a materia seca, y relaciones N/P de diversos abonos y enmiendas orgánicas (Gil Sotres 2001)

Formas de exportación de fósforo de suelos agrícolas

El fósforo puede ser exportado de suelos agrícolas en las aguas de escorrentía o en las aguas de drenaje. En ambos tipos de agua el fósforo puede estar presente en forma soluble o en forma de partículas en suspensión.

- Escorrentía superficial: Las pérdidas de fósforo del suelo por escorrentía superficial son bien conocidas. Estas pérdidas tienen lugar en gran medida en forma de partículas sólidas arrastradas por el agua de escorrentía, pero, a pesar de la baja solubilidad de los fosfatos del suelo, no son despreciables las pérdidas de fósforo disuelto en estas aguas.

Las pérdidas de fósforo por escorrentía superficial, que dan lugar a contaminación de aguas superficiales, son particularmente importantes en suelos de pendiente y en aquellos cuyas características favorecen la erosión hídrica (pobre estructura, falta de cubierta vegetal). La presencia de fósforo disuelto en el agua de escorrentía superficial es destacable en los casos en que fertilizantes inorgánicos o abonos orgánicos han sido aplicados en la superficie del suelo, dado que estos materiales contienen formas de fósforo fácilmente soluble.

- Escorrentía subsuperficial: En los últimos años se ha puesto de manifiesto y es estudiado con interés creciente el movimiento subsuperficial del fósforo en el suelo. El fósforo, que puede migrar verticalmente disuelto en las aguas de percolación, es susceptible de ser exportado en un flujo de escorrentía subsuperficial. Este mecanismo puede actuar cuando un horizonte subsuperficial de permeabilidad limitada dificulta el movimiento vertical del agua en el suelo, pero es particularmente activo cuando un sistema de drenaje artificial intercepta estas aguas de percolación.

- Lixiviación: El movimiento vertical hacia abajo del fósforo disuelto en el agua de percolación puede alcanzar el agua subterránea, particularmente cuando el nivel freático es elevado. La presencia de fósforo disuelto en el agua de drenaje del suelo es destacable en suelos sobrefertilizados, que han alcanzado elevados niveles de fósforo asimilable, o en suelos con baja capacidad de adsorción de fósforo. En la migración vertical en el suelo de fósforo disuelto juegan un papel importante los macroporos, como vías preferenciales para el movimiento de este nutriente.

Las pérdidas en forma de fósforo soluble reactivo suponen habitualmente una proporción importante de las pérdidas de fósforo de suelos agrícolas. Según Ulén & Jakobsson (2005), constituyen un 30-50% en suelos de Suecia, mientras que según McDowell et al. (2001b) la mayor parte de las pérdidas de fósforo (75-90%) se produce en forma particulada.

La aplicación al suelo de estiércol u otras formas de materia orgánica ricas en fósforo da lugar a un aumento del P asimilable y soluble en el suelo. Este aumento se produce sólo en la capa más superficial del suelo en el caso de suelos con bajo contenido de fósforo (Figura 3a); es decir, el P es muy poco móvil en el suelo, como se ha considerado tradicionalmente. El fósforo disuelto del horizonte superficial por las aguas de percolación será adsorbido en horizontes más profundos. Sin embargo, en suelos ricos en fósforo (que han sido fuertemente abonados durante años) el incremento del P asimilable y soluble al añadir abono orgánico alcanza mayores profundidades (Figura 3b). La Figura 3 presenta resultados de un ensayo en que se aplicó estiércol al mismo suelo con dos historias diferentes, en un caso rico en P y en otro pobre en P; tras aplicar el estiércol el suelo se expuso a la lluvia. En el caso del suelo pobre en P, el P asimilable no se incrementó más allá de 15 cm de profundidad; en el suelo rico en P este incremento llegó a más de 30 cm.

La lixiviación de fósforo se produce cuando el P en el suelo se aproxima a la saturación de la capacidad de adsorción. Diversos autores han encontrado correlaciones entre el P disuelto en aguas de escorrentía o de drenaje y el P asimilable o el grado de saturación de fósforo en el suelo (Figura 4).

Esta relación puede representarse por una curva exponencial o por dos rectas con diferente pendiente (Figura 4), de modo que el riesgo de lixiviación aumenta a partir de un "punto de cambio" o valor umbral del fósforo asimilable o del grado de saturación en fósforo. Este hecho puede atribuirse a que en ese punto se han saturado los valores de adsorción de alta energía, de modo que el fósforo empieza a ser adsorbido en lugares de menor energía y el riesgo de lixiviación es mayor. Este valor umbral es diferente para diferentes suelos. Con frecuencia este

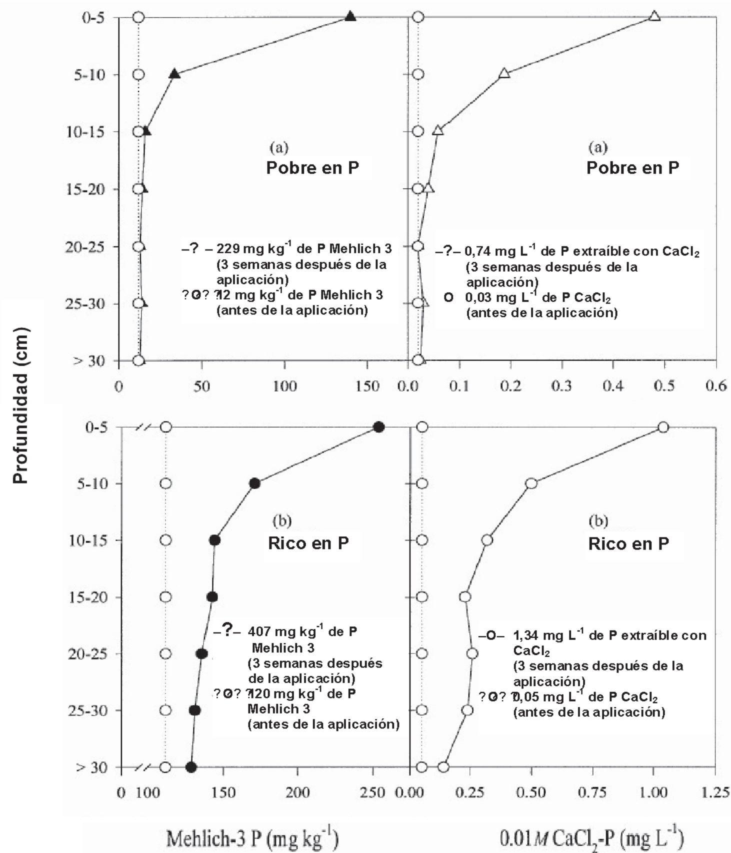


Figura 3.- Perfil de fósforo Mehlich 3 y $CaCl_2$ en un suelo pobre en fósforo (a) y un suelo rico en fósforo (b) antes y después de aplicar estiércol durante un año (McDowell & Sharpley 2001)

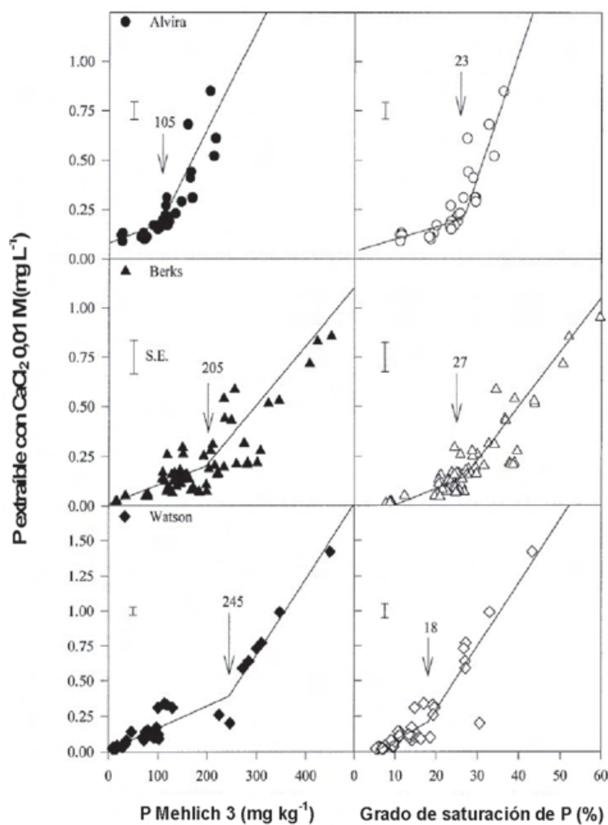


Figura 4.- Relación entre el fósforo soluble y el fósforo asimilable (Mehlich 3) o el grado de saturación de fósforo (McDowell & Sharpley 2001)

valor crítico se encuentra por encima del óptimo para el desarrollo de cultivos, pero en ocasiones se encuentra por debajo de este óptimo agronómico; en estos casos existe un conflicto entre objetivos agronómicos y ambientales.

Predicción del riesgo de exportación de fósforo de suelos agrícolas

Los procesos que controlan la liberación de fósforo del suelo a aguas superficiales y subterráneas son complejos. Las pérdidas de fósforo de cuencas agrarias están controladas por dos tipos de factores: factores de fuente y factores de transporte (Sharpley et al. 2001).

- Factores de fuente: Para que exista pérdida de fósforo a los medios acuáticos tiene que haber en primer lugar una fuente de este elemento. Esta fuente puede ser un suelo rico en fósforo asimilable o bien un fertilizante (orgánico o mineral) aplicado al suelo. Para cuantificar los factores de fuente se pueden utilizar los siguientes parámetros:

Fósforo asimilable del suelo (Olsen, Mehlich 3,...)

Dosis de fertilización mineral

Método de aplicación y distribución temporal de la fertilización mineral

Dosis de abonado orgánico y disponibilidad del fósforo en el mismo

Método de aplicación y distribución temporal del abonado orgánico

- Factores de transporte: A diferencia del nitrato, que presenta una elevada movilidad, la existencia de una fuente de fósforo no es suficiente para que se produzca contaminación de los medios acuáticos. Es necesario además que el fósforo pueda ser transportado hasta alcanzar estos medios. El transporte depende de factores ambientales. Generalmente el transporte de fósforo ocurre en mayor medida desde áreas sujetas a escorrentía superficial, aunque bajo ciertas condiciones hidrológicas puede ser importante el transporte por flujo subsuperficial. Los principales factores que impulsan el transporte de fósforo son propiedades físicas del suelo (estructura, erodibilidad), clima (lluvia hidrológicamente efectiva) y pendiente. Para cuantificar los factores de transporte se pueden utilizar los siguientes parámetros:

Precipitación

Susceptibilidad a la erosión

Erosión producida por el riego

Escorrentía superficial y subsuperficial

Distancia a los cursos de agua

Tanto los factores de fuente como los factores de transporte varían ampliamente a través del paisaje agrícola. Se hace, por tanto, necesario identificar las áreas de riesgo de exportación de fósforo, con el fin de reducir la contaminación difusa por este elemento.

Un método útil para predecir el riesgo de contaminación por fósforo agrícola es el cálculo de un *índice de fósforo* (Lemunyon & Gilbert 1993; Sharpley et al. 2001, 2003), que integra factores de fuente y factores de transporte. Este índice tiene una base científica, pero utiliza principalmente datos disponibles para los agricultores y técnicos de extensión agraria. A cada factor se le da un determinado peso para calcular el valor del índice. El *índice de fósforo* clasifica los suelos según su vulnerabilidad a la pérdida de fósforo. Permite clasificar el riesgo desde *bajo* hasta *muy alto*. Esta clasificación será determinante para decidir las prácticas de manejo adecuadas, según se especifica en la Tabla 2.

El índice de fósforo desarrollado en Pennsylvania (Sharpley et al. 2001, 2003) fue tomado como base para el desarrollo de índices de fósforo adaptados a países europeos (Heathwaite et al. 2003; Bechmann et al. 2005; Hughes et al. 2005).

Bechmann et al. (2007) aplicaron un índice de fósforo desarrollado para Noruega a una cuenca agrícola de ese país, encontrando una buena correlación (R^2 = 0,66) entre el índice y la concentración relativa de fósforo en aguas superficiales (Figura 5).

Índice	Interpretación
Bajo	Bajo potencial de pérdida de fósforo. Manteniendo el manejo actual existe una baja probabilidad de impactos adversos sobre las masas de agua.
Medio	Potencial medio de pérdida de fósforo. Existe el riesgo de impactos adversos sobre las masas de agua y deben tomarse algunas medidas de remediación para minimizar la probabilidad de pérdida de fósforo.
Alto	Alto potencial de pérdida de fósforo e impactos adversos sobre las masas de agua. Deben tomarse medidas de conservación de suelos y aguas y establecer un plan de manejo para minimizar la probabilidad de pérdida de fósforo.
Muy alto	Muy alto potencial de pérdida de fósforo e impactos adversos sobre las masas de agua. Deben ponerse en práctica todas las medidas de conservación de suelos y aguas y establecer un plan de manejo para minimizar la pérdida de fósforo. Debe cesar toda aplicación de fósforo al suelo.

Tabla 2.- Interpretación del índice de fósforo (Sharpley et al. 2001)

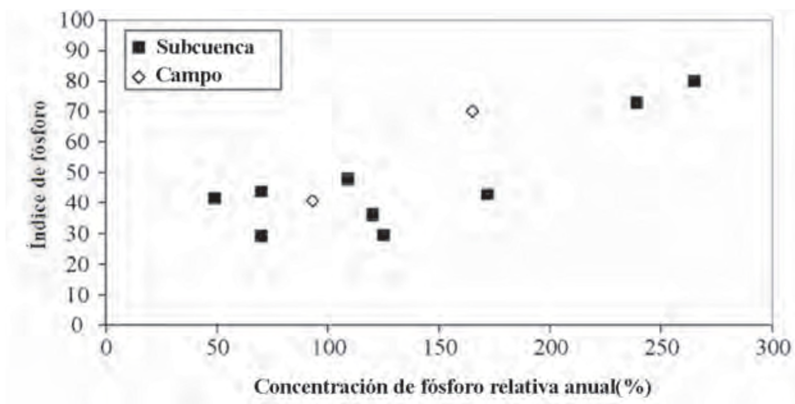


Figura 5.- Relación entre el índice de fósforo en una cuenca noruega y la concentración de fósforo media anual en aguas superficiales relativa al valor medio a la salida de la cuenca (Bechmann et al. 2007)

Mitigación de las pérdidas de fósforo de suelos agrícolas

Diversas estrategias pueden utilizarse para reducir las pérdidas de fósforo de suelos agrícolas. Estas estrategias se refieren al manejo del suelo o del abono e incluso al manejo del ganado. La estrategia o estrategias a elegir dependen de la gravedad del riesgo y de las condiciones de la explotación. Entre las estrategias recomendadas se pueden citar las siguientes:

- Calcular la dosis de abono orgánico basándose en el fósforo en lugar del nitrógeno: optimizar la fertilización fosfatada.

- Incorporar el abono al suelo en lugar de aplicarlo sobre la superficie.

- Añadir al estiércol o purín sales de Fe, Al o Ca para disminuir la solubilidad del fósforo. Pueden usarse para este propósito productos residuales que contengan estas sales.

- Modificar la alimentación del ganado para disminuir la cantidad de fósforo en las heces (Figura 6). Esta optimización de la alimentación del ganado puede hacerse suministrándole alimento pobre en fósforo o que contenga fósforo de elevada asimilabilidad. Otra alternativa es añadir al pienso la enzima fitasa, que facilita la asimilabilidad del ácido fítico.

- Medidas tendentes a mejorar la estructura del suelo (particularmente en suelos arcillosos y limosos).

- Mantener el suelo con cubierta vegetal en invierno.

- Cultivar siguiendo las líneas de nivel.

- No laboreo.

- No aplicar estiércol cuando la probabilidad de lluvia es alta.

- Gestión del riego.

- Setos vivos para reducir la concentración de fósforo en el agua de escorrentía.

- Transformar campos de cultivo en praderas.

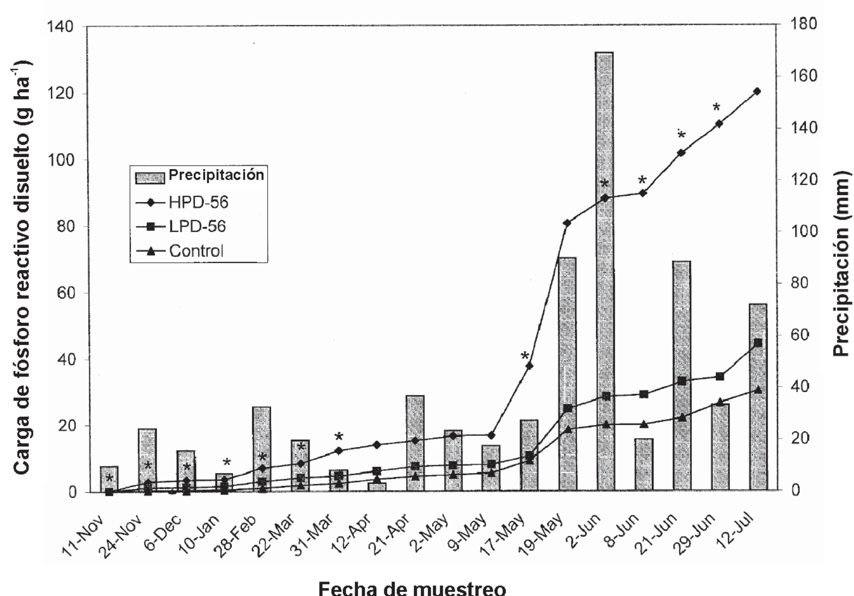


Figura 6.- Efectos del tratamiento con estiércol en la carga acumulada de fósforo reactivo disuelto (PRD) en el agua de escorrentía superficial desde noviembre de 1999 a julio de 2000. Los asteriscos indican diferencias significativas ($p = 0,05$) entre tratamientos en la carga acumulada de PRD en las fechas especificadas. LPD-56 = estiércol de dieta baja en fósforo aplicado a 56 Mg ha-1 (peso fresco); HPD-56 = estiércol de dieta rica en fósforo aplicado a 56 Mg ha-1 (peso fresco) (Ebeling et al. 2002)

Bibliografía

Bechmann, M., Krogstad, T. & Sharpley, A.N. (2005). A phosphorus index for Norway. Acta Agric. Scand., Sec. Soil Plant Sci. 55, 205-213.

Bechmann, M.E., Stålnacke, P. & Kværnø S.H. (2007). Testing the Norwegian phosphorus index at the field and subcatchment scale. Agr. Ecosyst. Environ. 120, 117-128.

Costa, J.L., Massone, H., Martínez, D., Suero, E.E., Vidal, C.M. & Bedmar, F. (2002). Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. Agr. Water Manage. 57, 33-47.

Ebeling, A.M., Bundy, L.G., Powell, J.M. & Andraski, T.W. (2002). Dairy diet phosphorus effects on phosphorus losses in runoff from land-applied manure. Soil Sci. Soc. Am. J. 66, 284-291.

Edwards, A.C. & Withers, P. (1998). Soil phosphorus management and water quality: a UK perspective. Soil Use Manage. 14, 124-130.

Gil Sotres, F. (2001). Aplicación de residuos orgánicos, fósforo y calidad del suelo. En: J. Boixadera y M.R. Teira (Eds.). Aplicación Agrícola de Residuos Orgánicos. Edicions de la Universitat de Lleida. Lleida, España.

Haygarth, P. & Jarvis, S.C. (1999). Transfer of phosphorus from agricultural soils. Advan. Agron. 66, 195-249.

Heathwaite, L., Sharpley, A.N. & Bechmann, M. (2003). The conceptual basis for a decision support frame-work to assess the risk of phosphorus loss at the field scale across Europe. J. Plant Nutr. Soil Sci. 166, 447-458.

Hughes, K.J., Magette,W.L. & Kurz, I. (2005). Identifying critical source areas for phosphorus loss in Ireland using field and catchment scale ranking schemes. J. Hydrol. 304, 430-445.

Lemunyon, J.L. & Gilbert, R.G. (1993). The concept and need for a phosphorus assessment tool. J. Prod. Agric. 6, 483-486.

McDowell, R.W. & Sharpley, A.N. (2001). Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land. Sci. Total Environ. 278, 113-125.

McDowell, R.W., Sharpley, A.N., Beegle, D. & Weld, J.L. (2001a). Comparing phosphorus management strategies at a watershed scale. J. Soil Water Conserv. 56, 306-315.

McDowell, R.W., Sharpley, A.N., Condron, L.M., Haygarth, P.M. & Brookes, P.C. (2001b). Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 59: 269-284.

Puckett, L.J. (1995). Identifying the major sources of nutrient water-pollution. Environ. Sci. Technol. 29, A408-A414.

Sharpley, A. (1995). Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. J. Environ. Qual. 24, 947-951.

Sharpley, A.N., McDowell, R.W., Weld, J.L. & Kleinman, P. (2001). Assessing site vulnerability to phosphorus loss in an agricultural watershed. J. Environ. Qual. 30, 2026-2036.

Sharpley, A.N., Weld, J.L., Beegle, D.B., Kleinman, P.J.A., Gburek, W.L., Moore, P.A. & Mullins, G. (2003). Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the US. J. Soil Water Conserv. 58, 137-152.

Smil, V. (2000). Feeding the world. A challenge for the twenty-first century. MIT Press, Cambridge, Massachusetts. 359 pp.

Smil, V. (2002). Nitrogen and food production, proteins for human diets. Ambio. 31, 126-131.

Taylor, A.V. & Kilmer, V.J. (1980). Agricultural phosphorus in the environment. En: R.E. Khasawneh (Ed.). The role of phosphorus in agriculture, pp. 545-557. American Society of Agronomy. Alabama. USA.

Tunney, H., Csathó, P. & Ehlert, P. (2003). Approaches to calculating P balance at the field-scale in Europe. J. Plant Nutr. Soil Sci. 166, 438-446.

Ulén, B. & Jakobsson, C. (2005). Critical evaluation of measures to mitigate phosphorus losses from agricultural land to surface waters in Sweden. Sci. Total Environ. 344, 37-50.

3 Metales pesados en el suelo

E. Álvarez-Rodríguez · M.L. Fernández-Marcos

Introducción

Se considera metal pesado a aquel elemento que tiene una densidad igual o superior a 5 gr/cm³ cuando está en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos). Su presencia en la corteza terrestre es inferior al 0,1% y casi siempre menor del 0,01%. Junto a estos metales pesados hay otros elementos químicos que aunque son metales ligeros o no metales se suelen englobar con ellos por presentar orígenes y comportamientos asociados; es este el caso del As, B, Ba y Se.

Desde el punto de vista biológico se pueden diferenciar dos grupos:

-Oligoelementos o micronutrientes: Necesarios para la vida de determinados organismos. Se requieren en pequeñas cantidades y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital, pero superado un cierto umbral se vuelven tóxicos. Son arsénico, boro, cobalto, cromo, cobre, hierro, manganeso, cinc, molibdeno, y selenio.

-Metales pesados sin función biológica conocida: Son metales cuya presencia en determinadas cantidades en los organismos causan graves disfunciones orgánicas. Son altamente tóxicos y pueden acumularse en los organismos vivos. Son cadmio, mercurio, plomo y níquel.

Los metales pesados tienen unas características que los hacen especialmente contaminantes:

-Poseen carácter acumulativo, su concentración no disminuye con el tiempo.

-Algunos son necesarios y beneficiosos para las plantas y organismos a determinados niveles, pero son tóxicos cuando exceden unos valores de concentración.

-Están siempre presentes en los suelos a unos determinados niveles de concentración denominados niveles de fondo, cuyo origen no es externo sino que proviene del material original.

-Con frecuencia se encuentran como cationes que interactúan fuertemente con la matriz del suelo, lo que se traduce en que en ocasiones, incluso a altas concentraciones, se encuentran en una forma química inerte. Sin embargo estos metales pueden cambiar de forma química y movilizarse debido a cambios en las condiciones medioambientales, cambios en el uso del suelo o saturación de la capacidad tampón del mismo.

Fuentes de metales pesados

Las elevadas concentraciones de metales pesados en el medio pueden ser debidas a causas naturales o bien a acciones antrópicas. Entre las primeras cabe destacar las erupciones volcánicas (que pueden emitir metales pesados, H^+, $SO_4^=$, cenizas); la evolución de los suelos en clima húmedo donde los procesos de lavado de cationes, hidrólisis y ácidos orgánicos conducen a un pH más ácido y por lo tanto a un aumento de la solubilidad de los metales pesados; la alteración de los minerales primarios de las rocas que contienen metales pesados, principalmente Cr, Ni, Cu y Mn. Así, las concentraciones anómalas en un suelo pueden estar relacionadas exclusivamente con causas naturales (ej. suelos sobre serpentinas, con altas concentraciones en elementos como Cr, Ni, Cu y Mn). En general se puede decir que la secuencia en el contenido de metales pesados en los minerales primarios de las rocas es la siguiente: rocas ígneas ultrabásicas (peridotitas serpentinas) > rocas ígneas básicas (gabros, basaltos) > ígneas ácidas (granito) = sedimentarias (areniscas, calizas). En la Fig. 1 se recoge la variación natural en la concentración de metales en los suelos según Bowen (1979).

Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Escola Politécnica Superior. Campus universitario, 27002 Lugo. Santiago de Compostela. E-mail: esperanza.alvarez@usc.es, Tfno: 982 823117, Fax: 982 285926

El contenido de metales pesados en suelos, debería ser función de la composición del material original. Pero la actividad humana incrementa su contenido, siendo la causa más frecuente de las concentraciones tóxicas. Entre las acciones antrópicas que pueden aumentar la concentración de metales pesados en el medio hay que señalar la fundición de metales, actividades mineras, actividades agrícolas y la combustión de carbón, entre otros. En la Fig. 2 se recogen las principales actividades humanas que generan contaminación por metales pesados y qué tipo de metal está ligado a cada una de ellas.

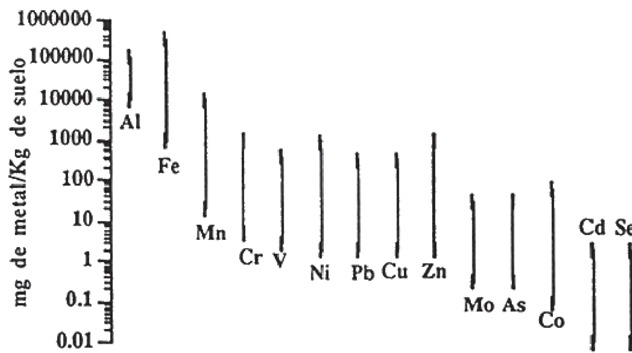


Figura 1.- Variación de la concentración de metales en suelos

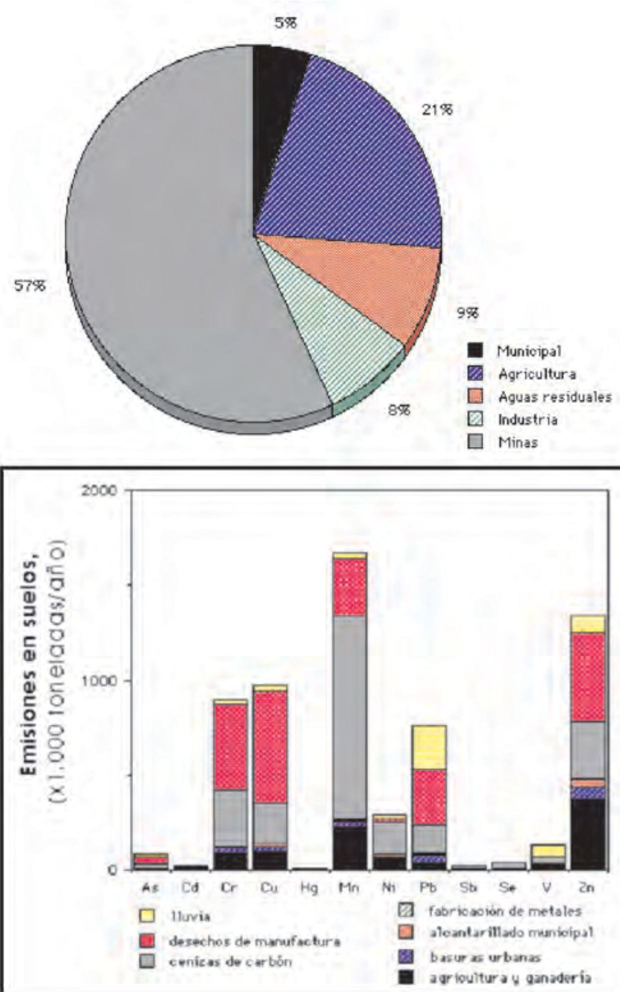


Figura 2.- Actividades que generan contaminación por metales pesados

Disponibilidad de los metales pesados en el suelo

A partir de las fuentes contaminantes, los metales pesados llegan al suelo y su acción futura dependerá de las propiedades de éstos. En el suelo los metales pesados se pueden encontrar en distintas formas: solubles en aguas; como cationes de cambio; complejados por la materia orgánica; en forma ocluida en óxidos de Fe y Mn; como minerales primarios y formando parte de arcillas por sustituciones isomórficas del Fe y Al de las capas octaédricas (Fig. 3).

Los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir varios caminos (Fig. 4): pueden ser retenidos en el suelo, fijados por adsorción, complejación y precipitación; pueden ser absorbidos por las plantas e incorporarse a las cadenas tróficas; pueden pasar a la atmósfera por volatilización; pueden movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas.

Algunos metales pesados son micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn) pero una vez superado el rango óptimo, toda cantidad adicional se vuelve tóxica para las plantas (Fig. 5).

Se usa el término “bioacumulación” para indicar que un elemento se acumula en un organismo, sin eliminarse, y “biomagnificación” para indicar el aumento de concentración con respecto al eslabón anterior en la cadena trófica.

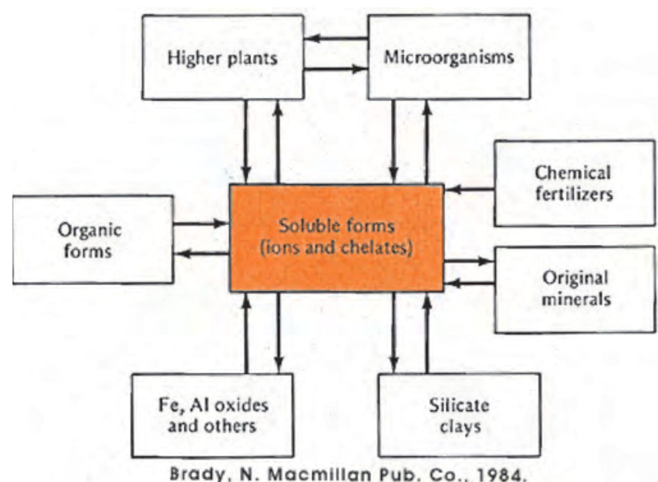


Figura 3.- Formas en que se pueden encontrar los metales pesados en el suelo

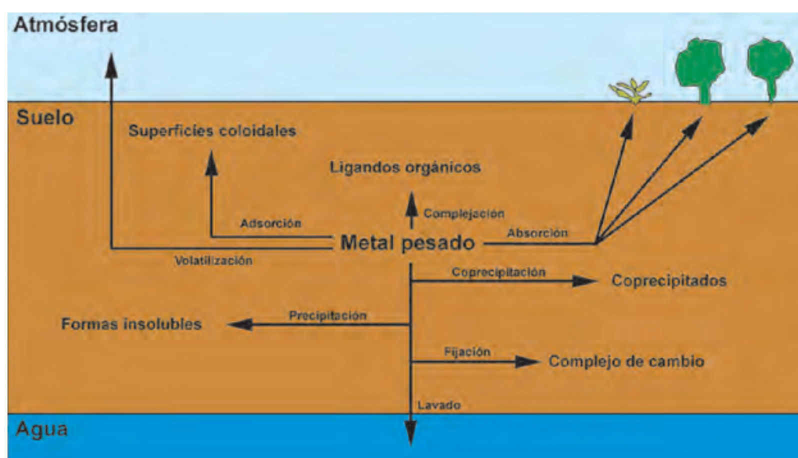


Figura 4.- Dinámica de los metales pesados en el medio ambiente

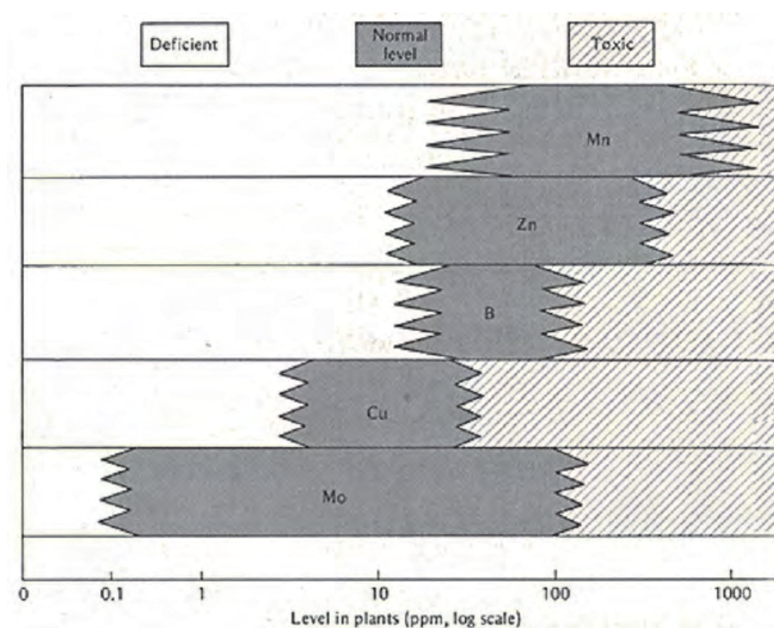


Figura 5.- Niveles de deficiencia, normales y tóxicos para algunos micronutrientes (Alloway 1968)

Los riesgos producidos por estos elementos son función de la toxicidad y carácter acumulativo de cada uno, destacando el Hg, Cd, que presentan índices de biomagnificación en el suelo superiores a 1 (relación entre la concentración de un contaminante en el organismo y la concentración de ese contaminante en el medio) (Mas & Azcue 1993) (Fig. 6). Los efectos fitotóxicos de los metales pesados en las plantas son debidos a que producen cambios en la permeabilidad de las membranas, reacciones con los grupos tiol que provocan la desnaturalización de las proteínas y sustitución de iones esenciales.

Según la forma en la que se encuentre el metal en el suelo, así será la disponibilidad relativa para las plantas. Las formas más fácilmente disponibles son las que se encuentran en la disolución del suelo; en posiciones de cambio los metales pesados están solo relativamente disponibles, pues debido a su pequeño tamaño y alta carga tienden a permanecer fuertemente adsorbidos; formando quelatos con compuestos orgánicos están poco disponibles; precipitados o coprecipitados, solo estarán disponibles si ocurre una alteración química; incorporados a la matriz biológica, estarán disponibles después de la descomposición; en la estructura mineral, serán disponibles después de la meteorización. Por tanto es muy importante estudiar la distribución, forma o especie en que se presenta un elemento en el suelo para conocer su disponibilidad.

Para calcular la actividad de las especies de los metales pesados en la disolución del suelo se utilizan modelos termodinámicos: Conocer las especies de un determinado elemento que se encuentran en disolución es de gran

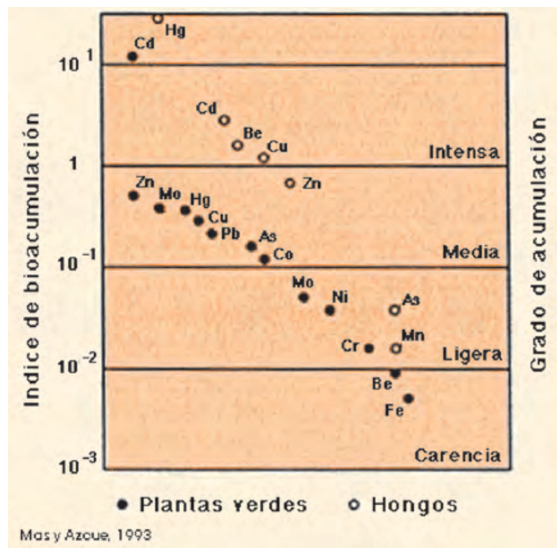


Figura 6.- Índices de acumulación en plantas y hongos para algunos metales pesados (Mas y Azcue, 1993)

importancia porque en algunos casos hay diferencias entre la toxicidad de las mismas, por ejemplo en el caso del Cr, cuando está como Cr(VI) es muy móvil y tóxico como anión, mientras que el Cr(III) es insoluble y se adsorbe a las superficies, resultando menos tóxico. Otros ejemplos son el Cd y el Hg. Es bien conocido el envenenamiento por arroz que se produjo en Japón a causa del Cd del suelo. Usando técnicas tradicionales de cultivos no se producían problemas, ya que el suelo se mantenía en condiciones reductoras todo el año. Pero el drenaje de estos suelos provocó la oxidación de S_2^- a SO_4^{2-}, el sulfuro de cadmio es insoluble mientras que el sulfato de Cd es soluble con lo que se produjo un aumento del Cd en la disolución del suelo y por consiguiente en el arroz, provocando la disentería (itai-itai). En el caso del Hg, la movilización es a través de su metilación. En la bahía de Minamata, sur de Japón, se produjo una enfermedad por el consumo de pescado contaminado con metilmercurio, debido al paso de Hg^{2+} a metilmercurio por acción bacteriana, que movilizó el Hg almacenado en los sedimentos de la bahía, procedente de una fábrica de plásticos.

Métodos de determinación del contenido de metales pesados en el suelo

Desde el punto de vista analítico no existe un acuerdo sobre el método para determinar el contenido de metales pesados en un suelo. La elección y el desarrollo del procedimiento de medida vienen determinados por los objetivos que se persiguen en un estudio concreto. De esta forma el procedimiento será diferente a la hora de determinar la contaminación de una zona, realizar la caracterización de un suelo, o bien estudiar las distintas formas químicas, especiación, en las que se encuentra un metal. El procedimiento también varía cuando tratamos de determinar el contenido total en suelos, o bien determinar únicamente la fracción biodisponible o extraíble.

Determinación del contenido total

El contenido total de metales pesados en el suelo es el parámetro utilizado en el establecimiento de los niveles de fondo y de los de referencia. No es representativo en el estudio de la contaminación por metales pesados, pero es indicativo de si la muestra presenta concentraciones elevadas de los mismos. La determinación del contenido total de metales pesados requiere realizar un tratamiento enérgico de la muestra, normalmente en caliente. Este tratamiento se suele realizar por fusión o digestión ácida, empleando una mezcla de ácidos minerales. Son numerosos los procedimientos utilizados para esta determinación que, en general difieren en el tipo de ácido o mezclas de ácidos usados en la digestión (HCl-HNO_3, HF-HNO_3, HNO_3-$HClO_4$, HNO_3-H_2SO_4, H_2O_2-HNO_3-HCl, H_2O_2-HF, $HClO_4$-HF) y en los sistemas de calentamiento (baños de arena, placas eléctricas, reactores a presión, microondas). Desde la existencia del método ISO 11446 (ISO 11446 1995), la extracción con agua regia es uno de los métodos más utilizados bien empleando reflujo o con el calentamiento por microondas. La EPA (Environmental Protection Agency) ha recomendado la utilización de ácido nítrico en microondas (EPA 3051 1994); el método consiste en el tratamiento de 0,5 g de suelo con 10 ml de ácido nítrico concentrado y calentamiento durante 10 minutos en microondas.

Determinación del contenido biodisponible

El contenido total de un metal pesado en el suelo, resulta una medida poco representativa de su toxicidad y disponibilidad. Existen diferentes formas químicas en las que estos metales se pueden encontrar. La determinación de las diferentes formas en las que un elemento se encuentra dentro del suelo proporciona mayor información sobre la movilidad y por lo tanto sobre la disponibilidad para la planta.

Se han desarrollado algunos métodos para caracterizar la disponibilidad de los metales pesados. De ellos los más utilizados son los que realizan la desorción desde el suelo hasta un reactivo líquido. Se trata de procesos de extracción que difieren unos de otros en el tipo de extractante y también en el modo de operar. Los métodos desarrollados en ese sentido, se pueden agrupar en dos categorías: los procedimientos de extracción simple y los de extracción secuencial. Los primeros consisten en la extracción de una muestra de suelo con un único agente extractante. En los procedimientos de extracción secuencial se aplica sobre la misma muestra de suelo y de manera sucesiva distintos agentes extactantes con propiedades diferentes.

El número de métodos propuestos correspondiente a cada grupo, simple y secuencial, es muy elevado y difieren entre sí tanto en las características del extractante propuesto, como en las condiciones de realización.

Métodos de extracción simple

Se agrupan en cuatro grandes categorías atendiendo a las naturaleza del agente extractante utilizado: extracción ácida, agentes complejantes, disoluciones tampón y disoluciones salinas no tamponadas (Rauret 1998). Los métodos de extracción ácida utilizan los siguientes reactivos: HNO_3 0,43-2M; HCl 0,1-1M; CH_3^-COOH 0,1M; HCl 0,05M + HNO_3 0,0125M. Los basados en agentes complejantes son: EDTA 0,01-0,05M a diferentes pH; DTPA 0,005M + TEA 0,1M; reactivo Mehlich-3 (Mehlich 1984). Las disoluciones tampón más utilizadas son: $NH_4AcO/HAcO$ 1M tamponado a pH 7; $NH_4AcO/HAcO$ tamponado a pH 4,8. Entre las disoluciones salinas no tamponadas se usan: $CaCl_2$ 0,01M, 0,05M, 0,1M; $NaNO_3$ 0,1M; NO_3NH_4 1M; $AlCl_3$ 0,3M ; $BaCl_2$ 0,1M.

Solamente se han recogido algunos de los métodos más utilizados, ya que el número es bastante mayor. La razón de esta diversidad de métodos se debe a la complejidad de los mecanismos y de las reacciones en los que los metales pesados intervienen como son los equilibrios de disolución, adsorción y complejación, por lo que encontrar un extractante que defina y represente la forma química y movilidad de un metal en el suelo es muy difícil. Si además se busca un reactivo que represente la capacidad de adsorción por parte de las raíces de las plantas para varios elementos simultáneamente, todavía es más complicado de conseguir. El objetivo que se persigue es obtener un extractante universal que permita determinar el contenido biodisponible de un gran número de metales, que los resultados proporcionados estén correlacionados con los obtenidos en planta y que los resultados obtenidos de diferentes estudios puedan compararse. Actualmente se acepta el hecho de que los extractantes no son selectivos y que cualquier variación en el procedimiento analítico tiene efectos significativos sobre los resultados obtenidos. En base a estas consideraciones algunos países han adoptado determinados procedimientos como oficiales. Así en Alemania usan el NH_4NO_3 1M, en Holanda el $CaCl_2$ 0,1M, en Suiza el $NaNO_3$ 0,1M, en Gran Bretaña el EDTA 0,05M a pH 4... La disparidad de métodos adoptados en los distintos países puso de manifiesto la necesidad de unificar criterios. Desde 1987 el EC Standards Measurement and Testing Programme ha subvencionado proyectos destinados a la armonización de los métodos de medida y ensayo de contaminantes en suelos de distintos países, en cuanto al muestreo, pretratamiento de la muestra y el análisis de suelos. A partir de numerosos estudios, algunos países han adoptado como métodos para la determinación de los metales pesados disponibles el HAcO 0,43M y el EDTA 0,05M.

Métodos de extracción secuencial

Consiste en tratar sucesivamente el suelo con reactivos de agresividad creciente, que permitan liberar de manera gradual los metales pesados en función de su capacidad de movilización. De esta forma se van liberando fracciones del metal cuya peligrosidad va decreciendo según se avanza en el proceso. Las formas más fácilmente movilizables, y por lo tanto las más peligrosas, son liberadas en primer lugar, mientras que la última fracción representa el contenido en metales fuertemente ligados al suelo, por consiguiente de escasa peligrosidad.

Son numerosos los esquemas de extracción desarrollados en las últimas décadas. En general, las diferencias entre ellos estriban en el número de fracciones consideradas en el suelo, en la elección del extractante para la determinación del metal en cada fracción y en las condiciones en las que se lleva a cabo el procedimiento. De todos los métodos de extracción secuencial existentes, el más utilizado es el propuesto por Tessier et al. (1979), que establece cinco fracciones diferentes para metales traza en sedimentos:

Fracción I: Metales adsorbidos e intercambiables. La determinación de esta fracción se lleva a cabo utilizando $MgCl_2$ 1M a pH 7.

Fracción II: Metales unidos a carbonatos. Los reactivos más recomendados son acetato sódico o ácido acético a distintos valores de pH.

Fracción III: Metales asociados a minerales no cristalinos. Las combinaciones más utilizadas son las constituidas por clorhidrato de hidroxilamina más ácido acético y la de ditionito sódico con citrato y ácido cítrico en caliente.

Fracción IV: Metales unidos a materia orgánica y sulfuros. Se calienta el residuo del ataque de carbonatos con H_2O_2 en presencia de una pequeña cantidad de HNO_3.

Fracción V: Metales residuales. El residuo obtenido después de separar la materia orgánica antes solubilizada, está constituido por minerales primarios y secundarios que pueden contener metales pesados en su estructura cristalina. Para poner estos metales en disolución el método más utilizado es atacar el residuo con una mezcla de HF más $HClO_4$, evaporando hasta sequedad y extrayendo el residuo con HCl diluido.

Factores del suelo que afectan a la disponibilidad de metales pesados

pH y Eh

El pH del suelo condiciona la adsorción de los metales pesados sobre los componentes del suelo y por tanto su solubilidad (Fig. 7). La mayoría de los metales pesados están más disponibles a pH ácido, a excepción del arsénico, molibdeno, selenio y cromo. Naidu et al. (1994) señalan que los suelos de pH más básico presentan, en general, una mayor adsorción de metales pesados que los de pH más ácido.

La disponibilidad y movilidad de los metales pesados en el suelo depende también del estado de oxidación en que se encuentre y por tanto del potencial redox del suelo (Eh). El Eh es responsable de que el metal se encuentre en estado oxidado o reducido. Los diagramas Eh-pH proporcionan un método fácil para predecir el comportamiento de los metales

pesados frente a un cambio en las condiciones ambientales (Fig. 8).

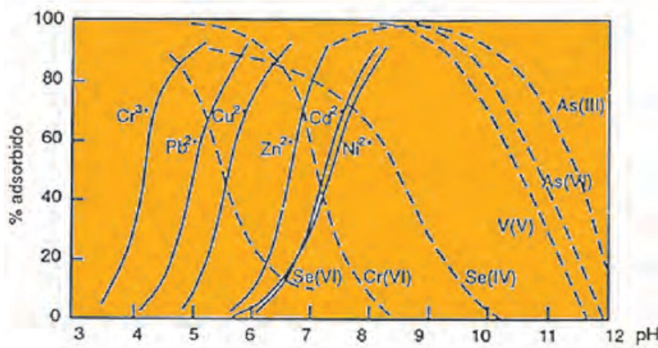


Figura 7.- Fig. 7.Influencia del pH sobre la absorción de algunos metales y oxianiones metálicos sobre hidróxidos de Fe amorfo (Manzione y Merril, 1989)

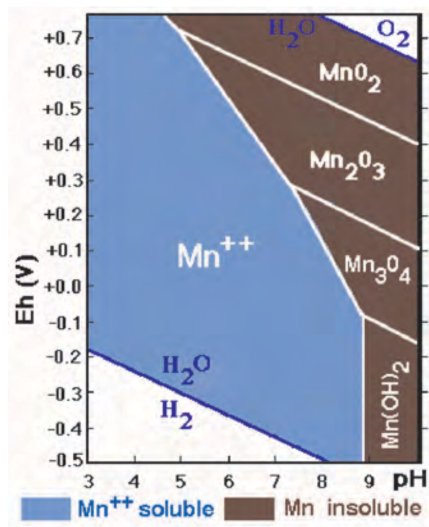


Figura 8.- Solubilidad del Mn según las condiciones Eh-pH

Textura y estructura

Los suelos ricos en arcilla tienden a adsorber los metales pesados, que quedan retenidos en sus posiciones de cambio. Por el contrario, los suelos arenosos carecen de esta capacidad de fijación, por lo que los metales pesados pasan rápidamente al subsuelo y pueden contaminar los niveles freáticos. Hooda & Alloway (1998) han encontrado una correlación positiva entre el contenido de arcilla y los parámetros de retención de cadmio y plomo al estudiar las isotermas de adsorción de estos elementos, mientras que con el contenido de arenas, la correlación era negativa.

También influye la estructura, pues de ella depende la entrada e infiltración de metales pesados en el suelo. Los suelos arcillosos tienen una baja infiltración mientras que los arenosos la tienen elevada.

Mineralogía de la fracción arcilla

Además de la cantidad de arcilla influye el tipo, ya que cada especie mineral tiene unos determinados valores de superficie específica y carga eléctrica. La capacidad de intercambio catiónico es muy baja para los minerales del grupo de la caolinita, baja para los del grupo de las micas y alta para las vermiculitas y esmectitas.

Salinidad

El incremento de salinidad de un suelo puede aumentar la movilización de metales pesados por dos mecanismos. En primer lugar, los cationes de las sales (frecuentemente sodio y potasio), pueden reemplazar a metales pesados en los lugares de adsorción. En segundo lugar, los aniones cloruro pueden formar complejos estables con metales pesados tales como cadmio, cinc y mercurio.

Materia orgánica

En cuanto a la materia orgánica, forma complejos y quelatos con los metales pesados, siendo uno de los procesos que gobierna la solubilidad y la bioasimilabilidad de los mismos; la secuencia de estabilidad de los complejos metal-materia orgánica es: Cu > Fe > Mn = Co > Zn. La materia orgánica puede adsorber tan fuertemente a algunos metales que pueden quedar en posición no disponible para las plantas.

Existen numerosos estudios sobre la influencia de la materia orgánica en la retención de metales pesados. Strawn & Sparks (2000) estudian la influencia de la materia orgánica del suelo sobre la cinética y el mecanismo de las reacciones adsorción-desorción de Pb en el suelo y encuentran que aquella tiene una influencia importante en los procesos en los que se produce una baja desorción del metal. Kashem & Sing (2001), comprobaron al estudiar el efecto de la materia orgánica en campos de arroz, que la concentración de metal soluble era más baja en los suelos tratados con materia orgánica. Gao et al. (2003) han estudiado el efecto de la adición de ácidos orgánicos en la desorción de Cd y Cu en suelos contaminados, encontrando que la presencia de citrato y tartrato en bajas concentraciones inhibe la desorción de Cd.

Óxidos e hidróxidos de Fe y Al

Los óxidos e hidróxidos de Fe y Al tienen una alta capacidad de fijar a los metales pesados e inmovilizarlos, adsorbiendo principalmente Cu, Pb y en menor medida Zn, Co, Cr, y Ni.

Carbonatos

La presencia de carbonatos garantiza el mantenimiento de altos valores de pH, en los que tienden a precipitar los metales pesados; además, éstos pueden adsorberse sobre los carbonatos.

Niveles de fondo y niveles de referencia

Teniendo en cuenta que los metales pesados en el suelo pueden tener un origen natural o bien antrópico y que, a concentraciones bajas o bien en formas químicas inmóviles estos metales no presentan toxicidad, es necesario distinguir entre los denominados niveles de fondo y los niveles de referencia, con el fin de decidir si existe o no contaminación en función del uso al que el suelo está destinado.

Los niveles de fondo de los metales pesados se definen como la concentración presente de un metal pesado en un suelo no sometido a contaminación externa. Puede considerarse como el contenido de origen natural.

Los niveles de referencia representan la máxima concentración de metal admisible sin que se produzcan efectos adversos sobre los organismos relacionados con él. En la determinación de niveles de referencia deberán tenerse en cuenta aspectos como la biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo, sus propiedades físico-químicas y el uso al que este suelo está destinado.

Según Kabata-Pendias & Pendias (2000) el establecimiento de niveles de referencia de elementos traza para la valoración de la contaminación del suelo, constituye el primer requisito de protección de las funciones agrícolas y ecológicas.

Holanda es el país pionero en el desarrollo de metodologías para la valoración del riesgo de contaminación por metales pesados. Inicialmente se establecieron distintos niveles. El nivel A se considera de referencia, representa el valor por debajo del cual es posible cualquier uso del suelo y por tanto no existe riesgo. Entre los niveles A y C, la calidad del suelo está afectada aunque éste no pierde su funcionalidad. El valor C representa el valor máximo permitido, también se denomina nivel de intervención, de forma que por encima de él se hace necesaria la limpieza de contaminantes. Posteriormente en Holanda, se han propuesto valores C basados en criterios toxicológicos (niveles TDI o Ingestión Máxima Tolerable) de modo que se hace necesaria la limpieza del suelo si se sobrepasan. La TDI se obtiene a partir de estudios sobre la ingesta de vegetales bioacumuladores de metales. Más recientemente se establecieron los denominados MPCs (Maximum Permissible Concentrations) y NCs (Negligible Concentrations) como parámetros a utilizar para valorar los riesgos de contaminación. Los MPCs se definen como la concentración de elemento presente en el medioambiente a partir de la cual se produce efectos adversos inadmisibles sobre los que es necesario actuar; los NCs se definen como la concentración por debajo de la cual los efectos son despreciables.

Dinámica en el suelo de los metales pesados procedentes de una actividad industrial

Ya se ha comentado que en los estudios de contaminación por metales pesados es interesante no sólo conocer las concentraciones totales sino la disponibilidad de los mismos. Nuestro equipo ha llevado a cabo un trabajo de investigación para estudiar la dinámica que seguían en el suelo los metales pesados procedentes de un complejo industrial de producción de aluminio, que se emiten a la atmósfera a través de residuos generados en los procesos primarios y secundarios de obtención de este elemento (Wentzel & Blum 1992; Healy et al. 2001). Para ello se introdujeron a varias distancias de la fábrica de aluminio de San Ciprián (Lugo), pero dentro de un radio de 1,5 Km, columnas de PVC con suelo desarrollado sobre granito procedente de un área alejada de la influencia de la misma. Pasados seis meses se extrajeron las columnas con los suelos y se analizaron las concentraciones totales, asimilables y solubles de metales pesados comparándolos con los que presentaba originalmente el suelo introducido (Gago et al. 2003; Álvarez 2004). Los resultados indican que en todas las muestras introducidas en el entorno de la fábrica se produce un aumento significativo, en relación al suelo inicial, de la concentración total y biodisponible de Fe, Mn, Zn y Cu, sin embargo no se produce un aumento de la concentración de estos elementos en la disolución del suelo, como se puede observar para el Mn (Fig. 9). En el caso del Fe y Mn, su solubilidad está controlada principalmente por el pH, el potencial redox y la presencia de superficies de adsorción (Alloway & Ayres 1993) de modo que las condiciones muy ácidas y reductoras promueven su solubilización, mientras que las alcalinas y oxidantes favorecen su precipitación, fundamentalmente en forma de óxidos y oxihidróxidos (Fig. 8) (Verloo et al. 1980; Kabata-Pendias & Pendias 2000; Harter 1991). El hecho de que no aumente el Zn en la disolución de los suelos introducidos cerca de la fábrica pese al aumento que se detectó en el Zn total y disponible, puede relacionarse con procesos de adsorción y retención de este elemento por parte de la de los minerales de la arcilla y de la materia orgánica (Lindsay 1972), aunque según algunos autores (Kabata-Pendias & Pendias 2000) ésta última tiene poca importancia en la retención de este elemento. En cuanto al Cu, la materia orgánica juega un papel muy importante ya que presenta muchos lugares de adsorción específica para él (Mc Lauren & Crawford 1973; Kadlee & Keolian 1986), debido principalmente a la gran capacidad de este ión para formar complejos de esfera interna en un amplio rango de valores de pH (Mc Bride 1981). El Cu también puede ser retirado de la disolución por adsorción sobre óxidos de Fe y Mn, hidróxidos de Fe y Al no cristalinos y minerales de la arcilla (Kabata-Pendias & Pendias 2000).

Pese al aumento de metales pesados que se observa en la fase sólida del suelo en un período de seis meses, cuando se analizan las aguas superficiales de la zona no se detectan estos elementos. Esto se puede relacionar con el papel de filtro que está ejerciendo el suelo, adsorbiendo los metales pesados e impidiendo su movilidad y por consiguiente el paso a los sistemas acuáticos. El efecto protector del suelo frente a los contaminantes está relacionado con su capacidad de amortiguación, que se puede definir como la capacidad que tiene un suelo para eliminar o mitigar los efectos negativos de un contaminante. La inactivación se puede producir a través de la formación de enlaces entre las

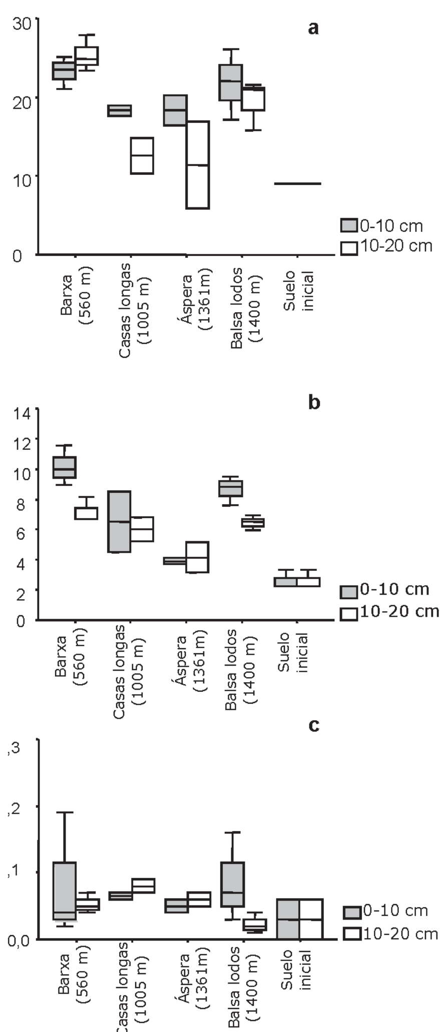


Figura 9.- Mn total (a), disponible (b) y soluble (c), en el suelo inicial y en las muestras introducidas seis meses a distintas distancias de la fábrica de Al

sustancias contaminantes y los componentes del suelo por insolubilización o bien transformándolas en otras sustancias de menor grado de toxicidad. La mayoría de los suelos presentan una elevada capacidad de depuración. Los suelos alumínicos de Galicia (Umbrisoles, Regosoles y Leptosoles úmbricos), caracterizados por presentar un bajo pH (con frecuencia de 4,5) y una elevada proporción y diversidad de compuestos alumínicos de gran actividad, disponen de mecanismos que les permiten controlar la calidad de las aguas superficiales al bloquear la salida de fosfatos, fluoruros, sulfatos, aluminio, arcillas y materia orgánica del suelo (Calvo de Anta & Macías 1993), con lo que se mantiene la calidad de las aguas superficiales. En otros tipos de suelos los mecanismos de interacción con los contaminantes son diferentes, pero la capacidad depuradora o de sumidero, con mayor o menor intensidad, es una propiedad bien conocida y utilizada de los suelos. No obstante, esta capacidad de depuración tiene un límite, diferente para cada tipo de suelo y condiciones, y una vez superado el suelo deja de ser sumidero y puede convertirse en “fuente” de sustancias peligrosas para los organismos del suelo o de otros medios relacionados con él. Un ejemplo de esta situación es el funcionamiento actual de los suelos del entorno de Chicago como fuente de PCBs a la atmósfera (Standley & Hites 1991). A este hecho se le conoce como *“Bomba química de acción retardada”*: el suelo puede convertirse en fuente de contaminantes después de períodos más o menos largos de latencia.

Teniendo en cuenta estas consideraciones, Macías (1993) define como suelo contaminado aquel que ha superado su capacidad de amortiguación para una o varias sustancias y, como consecuencia, pasa de actuar como un sistema protector a ser causa de problemas para el agua, la atmósfera y/o los organismos, al tiempo que se modifican sus equilibrios biogeoquímicos y aparecen cantidades anómalas de determinados componentes que causan cambios en sus propiedades físicas, químicas y/o biológicas. Por tanto, la presencia de contaminantes no es suficiente para calificar a un suelo como contaminado, es necesario hablar de los términos “sensibilidad”, “vulnerabilidad”, “cargas críticas”, que aportan información de las diferencias de comportamiento de los suelos frente a una misma cantidad de contaminante. La sensibilidad puede definirse por la velocidad con que se producen los cambios secuenciales en las propiedades del suelo en respuesta al impacto de un determinado contaminante. Se trata de un concepto inversamente relacionado con la capacidad amortiguadora del suelo y depende de los factores que afectan a su disponibilidad y que se han comentado anteriormente.

El concepto de cargas críticas o dosis máxima tolerable, es la cantidad máxima de un determinado compuesto que puede ser aportada a un suelo sin que se produzcan en él cambios químicos que originen efectos nocivos sobre la estructura y función del ecosistema (Hettelingh et al. 1991). Tanto la sensibilidad del suelo como la carga crítica son más adecuados que la utilización de los denominados umbrales generales de toxicidad para la estimación de los impactos potenciales y la planificación de las actividades permitidas y prohibidas en cada tipo de espacio.

Cambios en la composición de la disolución del suelo después de la adición de un contaminante

En algunos casos, el suelo puede presentar una elevada capacidad de adsorción de un determinado contaminante, pero la adsorción del mismo puede provocar cambios importantes que afectan a otros parámetros del suelo y por lo tanto a sus propiedades. En el caso concreto de la contaminación por flúor, los suelos de Galicia presentan una elevada adsorción de este elemento (Romar et al. 2002), sin

embargo paralelamente a su adsorción se observan una serie de cambios en la composición de la disolución del suelo.

Para estudiar la influencia del aporte de F en las propiedades del suelo, se pusieron en contacto, en una relación 1:10, el suelo y diferentes disoluciones de NaF en concentraciones de 0, 131,6, 263,2, 526,3, 1316, 2632 y 5263 mmoles de F L^{-1} (Romar et al. en prensa). Para distinguir el efecto del ión flúor del efecto del ión sodio o de la fuerza iónica se pusieron en contacto en relación 1:10 el suelo y diferentes disoluciones de NaCl en concentraciones de 526,3, 1316 y 5263 mmoles de Cl L^{-1}. Todas las suspensiones se agitaron durante 24 horas y se pasaron por un filtro de 0,45 µm de diámetro. En la disolución filtrada se determinaron pH, flúor total y libre, SO_4^{2-}, Ca, Mg, K, Fe, Mn, Cu, Zn y Al.

Los resultados indican que uno de los parámetros que más varían al añadir flúor al suelo es el pH, que incrementa su valor (Fig. 10); este comportamiento también fue observado por Bond et al. (1995) en suelos de Australia y por Arnesen (1998) en suelos de Noruega. Con el fin de explicar los factores que rigen este incremento de pH se han establecido correlaciones entre el incremento de pH, una vez añadidos 5263 mmoles de F L^{-1} y las propiedades de los diferentes suelos. Las correlaciones más significativas ($p<0,01$) se establecen con el aluminio extraído en oxalato amónico (r= 0,69), y con el calcio y el aluminio de cambio (r=0,77 y 0,66, respectivamente). La correlación establecida con el aluminio oxalato, considerando una estimación del aluminio no cristalino, se debe al intercambio de iones F^- por iones OH^- en estos componentes de baja cristalinidad que a pH ácido se encuentran cargados positivamente (Huang & Jackson 1965; Bower & Hatcher 1967; Omueti & Jones 1977; Moore & Ritchie 1988; Bond et al. 1995; Arnesen 1998); a mayor contenido de estos materiales de carga variable mayor será el incremento de pH que se producirá en la disolución de equilibrio del suelo con el F. En el tratamiento con NaCl se observa un descenso del pH de la disolución de equilibrio, que se puede relacionar con el intercambio de H^+ de la superficie de los coloides del suelo por los iones Na^+ añadidos.

Los macronutrientes Ca, Mg y K, en general, disminuyen su contenido en la disolución de equilibrio con el flúor a medida que se añade flúor al suelo (Fig. 11), obteniéndose en términos medios una disminución de 1,04 mg L^{-1} para Ca, 1,62 mg L^{-1} para Mg y 2,33 mg L^{-1} para K con la adición de 5263 mmoles de F L^{-1}. En los suelos forestales este descenso podría ser debido al aumento de la CICe, y por tanto, los iones de la disolución pasan a posiciones cambiables. El incremento de CICe podría producirse por acción del F, según la reacción: Arcilla-M-MO + F^- → $Arcilla^-$ + F-M-MO (M: Fe o Al). El descenso del Ca en la disolución podría deberse también a la precipitación del CaF_2, pero no es el caso de los suelos forestales, ya que ni siquiera a las más elevadas concentraciones de flúor añadido se alcanza su producto de solubilidad (Fig. 12). En los suelos de cultivo, en cambio, cuando se añaden más de 1316 mmoles de F L^{-1} si se podría producir la precipitación de CaF_2, ya que estos suelos presentan mayor contenido de Ca que los suelos forestales, lo que les permite alcanzar el producto de solubilidad (Fig. 12). En estudios realizados en Noruega (Arnesen 1998), no se aprecia un patrón de comportamiento de estos macronutrientes tan claro como el encontrado en los suelos de este ensayo, en los que la adición de flúor podría estar afectando a la disponibilidad de nutrientes, sobre todo en los suelos de cultivo donde el Ca puede precipitar con el flúor. En el tratamiento de NaCl se produce un aumento de Ca, Mg y K en la disolución de equilibrio con la adición de NaCl al suelo (Tabla 1), lo que puede ser debido a un desplazamiento de estos cationes de las posiciones de cambio por parte del sodio (Arnesen 1998), y también al descenso de la capacidad de intercambio catiónico, como consecuencia de la reducción del número de cargas negativas debido al descenso de pH registrado; ambos procesos pueden dar lugar a un aumento de Ca, Mg, y K en la disolución.

En cuanto a los metales pesados, el Fe en la disolución de equilibrio aumenta tras la adición de flúor (Fig. 13). El incremento medio de hierro, una vez añadidos 1316 mmoles de F L^{-1} respecto al suelo al que no se añadió flúor, es de 1,51 mg L^{-1}. Este valor es ligeramente inferior al obtenido en Noruega por Arnesen (1998) en suelos ácidos, en los que el incremento medio de hierro era de 1,68 mg L^{-1} para una adición de 1316 mmoles de F L^{-1}. Este incremento de Fe en disolución resulta de su complejación por el ión fluoruro, con el que puede formar complejos solubles (Elrashidi & Lindsay 1986; Agarwal et al. 2002). El flúor libera Fe de la fase sólida, se supone que principalmente de formas no cristalinas (orgánicas e inorgánicas), ya que son las formas más lábiles.

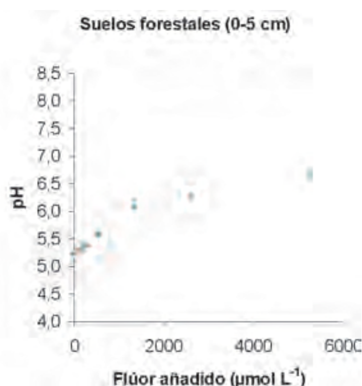


Figura 10.- pH de la disolución de equilibrio después de añadir varias cantidades de flúor a las suspensiones de suelo (Romar et al. en prensa)

Otros micronutrientes como Mn, Cu y Zn no presentan ninguna tendencia definida, lo que puede ser debido a que las cantidades de estos elementos en disolución son muy bajas.

La materia orgánica es otro de los parámetros que aumenta su concentración en disolución con la adición de flúor al suelo (Fig. 14), obteniéndose en términos medios un

incremento de materia orgánica en disolución de 37,9 meq L^{-1}, cuando se añaden 5263 mmoles de F L^{-1}. El incremento de materia orgánica soluble como resultado de la adición de flúor ha sido señalado por varios autores (Gieseking 1975; Polomski et al. 1982; Elrashidi & Lindsay 1987; Arnesen 1998). La materia orgánica podría movilizarse por acción del flúor unida al hierro o al aluminio mediante la formación de complejos mixtos AlFMO, según la reacción señalada anteriormente o bien según esta otra reacción Arcilla-M-MO + F^- ® Arcilla-M-F + MO, donde M= Fe o Al. Elrashidi & Lindsay (1987) señalan como otra posible causa de la movilización de materia orgánica, el aumento de pH resultante de la adición de flúor.

La adición de flúor al suelo también provoca un cambio apreciable de las concentraciones de flúor total y flúor libre en la disolución de equilibrio (Fig. 15). El flúor total en disolución se puede encontrar como flúor libre o como flúor ligado al aluminio (Elrahidi & Lindsay 1986). En los suelos forestales la mayor parte del flúor añadido se une al aluminio. El flúor ligado al aluminio puede llegar a suponer el 80% del flúor total en disolución. Similares resultados fueron obtenidos por Arnesen (1998) en suelos ácidos en los que el flúor libre, a pesar de aumentar sus concentraciones en disolución con la adición de flúor, representaba un porcentaje muy bajo del flúor total mientras que el flúor ligado al aluminio se correspondía con el 88-

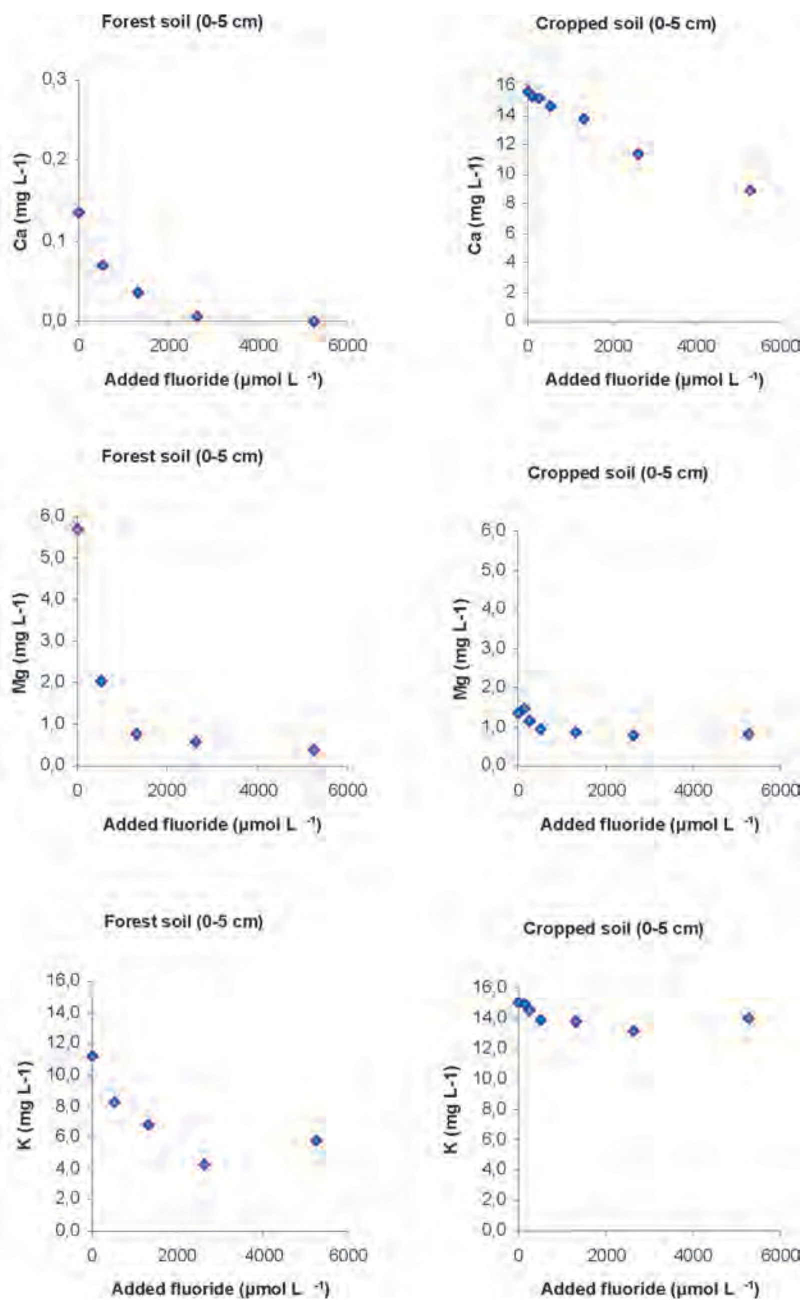


Figura 11.- Concentración de Ca, Mg y K en la disolución de equilibrio después de añadir varias cantidades de flúor a las suspensiones de suelo (Romar et al. en prensa)

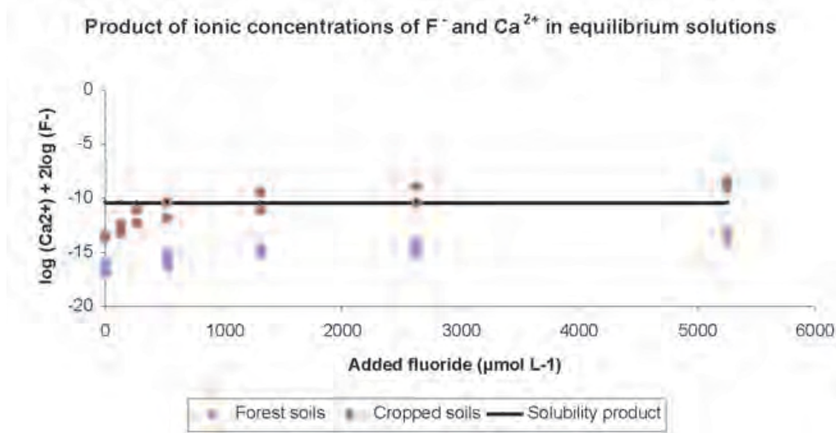


Figura 12.- Producto de las concentraciones iónicas de F^- y Ca^{2+} en mmol L^{-1}, en las disoluciones de equilibrio (Romar et al. en prensa)

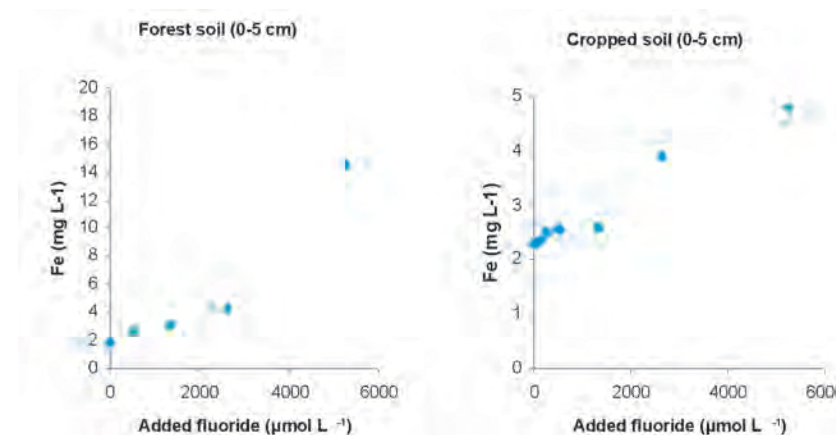


Figura 13.- Concentración de Fe en la disolución de equilibrio después de añadir varias cantidades de flúor a las suspensiones de suelo (Romar et al. en prensa)

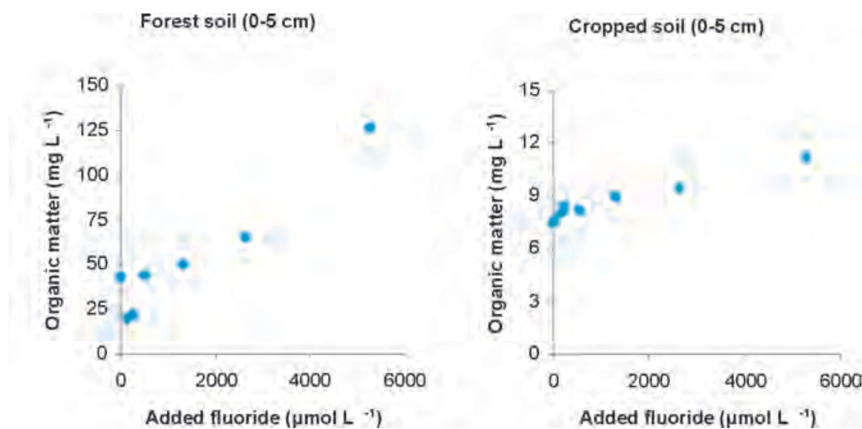


Figura 14.- Concentración de materia orgánica en la disolución de equilibrio después de añadir varias cantidades de flúor a las suspensiones de suelo (Romar et al. en prensa)

100% de éste. No ocurre lo mismo en los suelos de cultivo en los que la especie predominante es el flúor libre (Fig. 15), esto puede relacionarse con las bajas concentraciones de aluminio de estos suelos que limitan la formación de complejos de Al-F. Elrahidi & Lindsay (1986) señalan que los complejos Al-F son predominantes en la disolución del suelo a valores de pH menores de 6 y el flúor libre lo es a pH mayor que 6, lo que se corresponde con el pH que presentan las muestras forestales y de cultivo, respectivamente, del presente estudio.

El aluminio es uno de los elementos que más varía como consecuencia de la adición de F dada la elevada afinidad de este elemento por el Al sobre todo en condiciones ácidas (Elrashidi & Lindsay 1987; Driscoll & Schecher 1990). La

Figura 16 muestra un elevado aumento del aluminio total en disolución tras la adición de flúor; el incremento medio de aluminio soluble es de 9,89 mg L^{-1} con la adición de 5263 mmoles de F L^{-1}.

El aluminio solubilizado podría proceder, al igual que el hierro, de complejos argilohúmicos, de complejos organoalumínicos y del aluminio de cambio. La correlación altamente significativa obtenida entre el incremento de aluminio (tomado como la cantidad de aluminio en disolución con 5263 mmoles de F L^{-1} añadido menos la cantidad de aluminio en la disolución de equilibrio cuando no se añade F) y el Al cambiable (r=0,74) hace pensar que el aumento de aluminio soluble se debe fundamentalmente a un desplazamiento de ese aluminio cambiable. Se ha obtenido una correlación significativa (r=0,44) entre el incremento de aluminio y el contenido de aluminio extraído con oxalato amónico por lo que el aluminio solubilizado también puede proceder de los complejos organoalumínicos de la fase sólida, aunque en menor medida.

Muestra de suelo	Fluoruro o cloruro añadidos µmoles L^{-1}	Ca µmol L^{-1}		Mg µmol L^{-1}		K µmol L^{-1}	
		NaCl	NaF	NaCl	NaF	NaCl	NaF
F1O	0	5.74		115.58		379.78	
	526.3	9.48	4.74	131.83	109.00	370.83	404.07
	1316	12.60	2.50	182.01	95.43	439.88	375.94
	5263	15.09	3.62	188.18	59.64	322.23	343.97
F1A1	0	1.62		207.31		258.30	
	526.3	1.75	0.62	180.16	144.78	262.13	294.10
	1316	6.36	0.75	201.55	90.08	299.22	278.76
	5263	6.86	0.50	204.43	44.83	210.99	242.95
F1A2	0	0.50		234.66		286.43	
	526.3	0.87	0.62	188.80	84.32	170.07	212.27
	1316	4.74	0.37	189.00	32.08	179.02	173.90
	5263	2.12	0.50	209.57	16.04	237.84	148.33
F2O	0	0.62		24.06		439.88	
	526.3	3.37	0.75	47.51	21.18	404.07	358.04
	1316	15.47	0.87	64.58	18.51	499.97	365.71
	5263	26.20	0.62	74.04	13.78	487.19	264.69
F2A1	0	0.50		18.10		288.99	
	526.3	2.12	0.37	36.81	12.96	249.35	228.89
	1316	2.00	0.37	53.27	10.69	242.95	212.27
	5263	3.99	0.25	61.90	7.82	227.61	193.08
F1A2	0	3.37		38.66		153.44	
	526.3	7.61	1.75	38.87	9.87	225.05	186.69
	1316	11.60	0.87	49.36	3.29	162.40	157.28
	5263	11.10	0.00	52.85	4.73	286.43	136.82
C1A1	0	387.97		157.74		337.58	
	526.3	416.67	364.27	170.70	150.95	335.02	326.07
	1316	466.57	341.82	191.06	159.39	347.81	352.92
	5263	494.01	220.81	259.54	135.53	415.58	352.92
C2A1	0	64.75		55.32		386.17	
	526.3	79.59	42.29	78.15	38.25	413.02	355.48
	1316	94.94	34.43	90.08	34.96	444.99	351.64
	5263	203.97	10.98	233.63	32.91	505.09	358.04

Tabla 1.- Efecto de varias concentraciones de NaCl y NaF añadidas a suspensiones de suelo, en varios parámetros de las disoluciones de equilibrio (Romar et al. en prensa)

Como conclusión cabe destacar que los suelos de Galicia presentan una elevada capacidad de adsorción de flúor pero la adición del mismo provoca una serie de cambios en la composición de la disolución. Así, se produce un

incremento del pH de la disolución de equilibrio, como consecuencia del intercambio entre iones F^- y OH^-. Calcio, magnesio y potasio, disminuyen sus concentraciones en la disolución con la adición del flúor al suelo, bien sea por un aumento de la CICe, o como ocurre con el calcio en suelos de cultivo, por la formación de precipitados con el flúor. Por el contrario, el hierro y aluminio aumentan su contenido en disolución como resultado del aporte de flúor, ya que ambos cationes pueden formar complejos solubles con dicho anión. Cobre, manganeso y cinc apenas varían sus concentraciones.

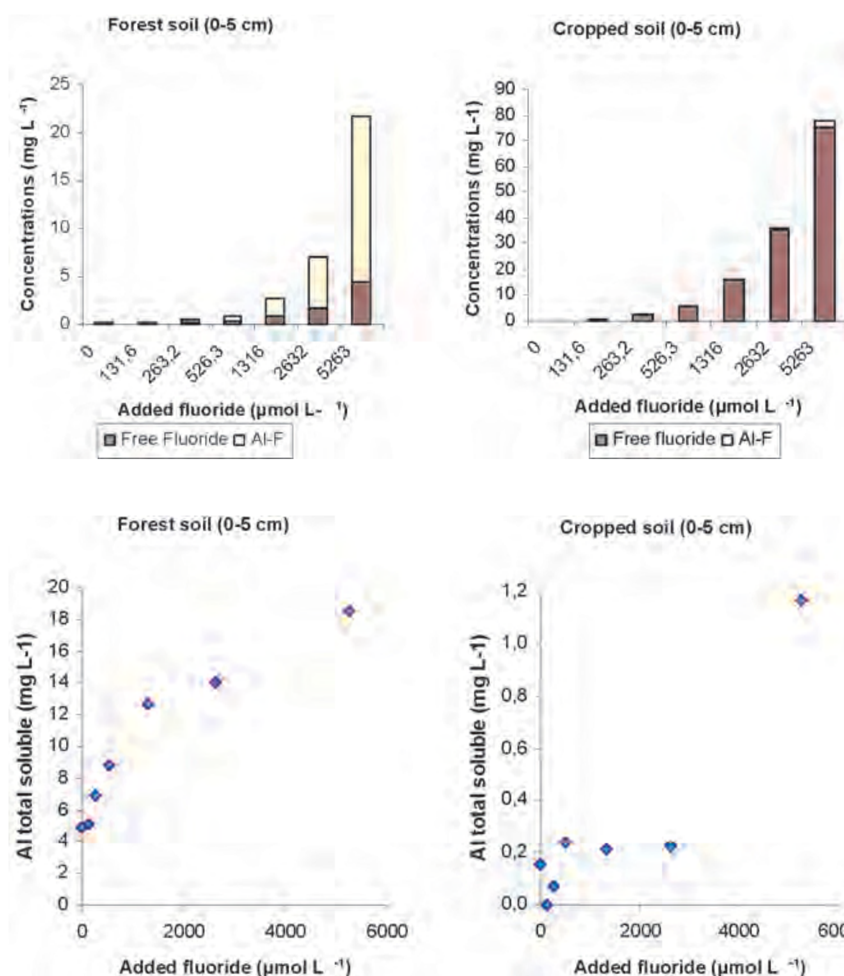


Figura 15.- Distribución del F total en la disolución de equilibrio después de añadir varias cantidades de F a las suspensiones de suelo

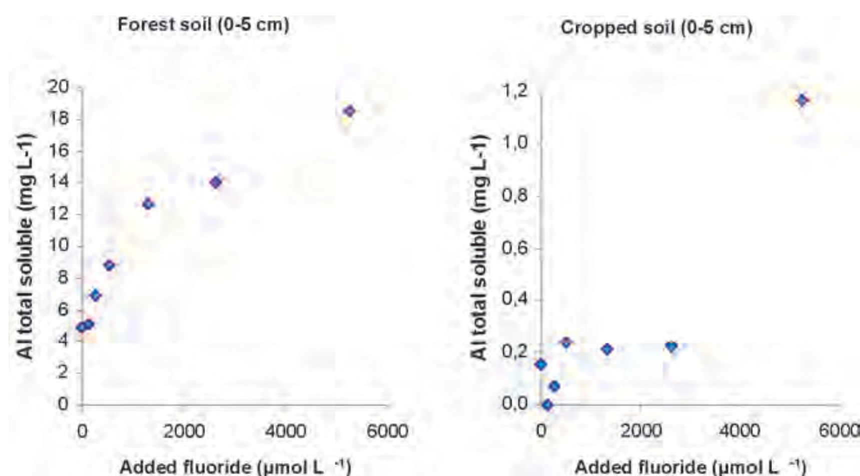


Figura 16.- Concentración de Al en la disolución de equilibrio después de añadir varias cantidades de flúor a las suspensiones de suelo (Romar et al. en prensa)

Bibliografía

Adams, F. (1974). Ionic concentration and activities in soil solutions. Soil Science Society of America Proceedings. 35, 420-426.

Agarwal, M., Rai, K., Shrivastav, R. & Dass, S. (2002). A study on fluoride sorption by montmorillonite and kaolinite. Water, Air and Soil Pollution. 141, 247-261.

Alloway, W.H. (1968). Agronomic control over the environmental cycling of trace elements. Adv Agron. 20, 235–274.

Alloway, B.J. & Ayres, D.C. (1993). Chemical Principles of environmental pollution, Chapman & Hall, Glasgow.

Álvarez, E. (2004). Contaminación por oligoelementos en sistemas forestales. Recursos Rurais. 1, 77-89.

Arnesen, A.K.M. (1998). Effect of fluoride pollution on pH and solubility of Al, Fe, Ca, Mg, K and organic matter in soil from Årdal (Western Norway). Water, Air, and Soil Pollution. 103, 375-388.

Bond, W.J., Smith, C.J., Gibson, J.A.E. & Willet, I.R. (1995). The effect of sulphate and fluoride on the mobility of aluminium in soil. Australian Journal of Soil Research. 33, 883-897.

Bowen, H.J.M. (1979). Environmental Chemistry of the Elements. Adacemic Press, London.

Bower, C.A. & Hatcher, J.T. (1967). Adsorption of fluoride by soils and minerals. Soil Science.103, 151-154.

Brady, N.C. (1984). The nature and properties of soils. Macmillan Publishing Company. New York.

Calvo De Anta R. & Macías F. (1993). Rôle des processus pédogénétiques dans le maintien de la qualité des eaux superficielles en zonas tempérées humides. Exemple des sols acides sur roches granitiques et schisteuses de la Galice (NW-Espagne). C. R. Atad. Sci. Paris, t 316, Serie II, 799-805.

Driscoll, C.T. & Schecher, W.D. (1990). The chemistry of aluminium in the environment. Environment Geochemistry Health.12, 28-49.

Elrashidi, M.A. & Lindsay, W.L. (1986). Solubility of aluminium fluoride, fluorite and fluorophlogopite minerals in soils. Soil Science Society of American Journal. 50, 594-598.

Elrashidi, M.A. & Lindsay, W.L. (1987). Effect of fluoride on pH, organic matter and solubility of elements in soils. Environmental Pollution. 47, 123-133.

EPA Method 3051 (1994). http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/3series.htm

Gao, Y., He, J., Ling, W., Hu, H. & Liu, F. (2003). Effects of organic acids on copper and cadmium desorption from contaminated soils. Environmental International. 29, 613-618.

Gago C., Del Río B., Fernández-Marcos M.L., Fernández-Sanjurjo M.J. & Álvarez E. (2003). Variations in the content of various forms of heavy metals in soil columns introduced into soil surrounding an alumina-aluminium plant. 7th International Conference in the Biochemistry of Trace Elements. ICOBTE. Upssala, Suecia, 15-19 Junio, 2003.

Gieseking, J.E. (1975). Soil components. Organic components. Vol 1. Berlin, Springer-Verlag.

Harter, R.D. (1991). Micronutrients adsorption-desorption reactions in soils. En: Micronutrients in Agriculture. SSSA Book Series, nº 4, USA.

Healy, J., Bradley, S.D., Northage, C. & Scobbie, E. (2001). Inhalation exposure in secondary aluminium smelting. Annals of Occupational Hygiene. 45, 3: 217-225.

Hetteling, J.P., Downing, R.J. & De Smet, P.A.M. (1991). Mapping Critical Loads for Europe. CCE Technical Report No 1. Coordination Center for Effects, Nat. Inst. of Public Health and Envi. Protection, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

Hooda, P.S. & Alloway, B.J. (1998). Cadmium and lead sorption behaviour of selected English and Indian soils. Geoderma, 84, 121– 134.

Huang, P.M. & Jackson, M.L. (1965). Mechanism of reaction of neutral fluoride solution with layer silicates and oxides in soils. Soil Science Society of American Proceedings. 29, 661-665.

ISO 11446 International Standard (1995). Soil quality-extraction of trace elements soluble in aqua regia. 03-01.

Kashem, M.A. & Singh, B.R. (2001). Metal availability in contaminated soils: I. Effects of floodingand organic matter on changes in Eh, pH and solubility of Cd, Ni and Zn. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 61, 247-255.

Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. (2000). Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, FL. CRC. Press.

Kadlec, R.H. & Keoleian, G.A. (1986). Metal ion exchange on peat. En: Peat and water. C.H. Fuchman (ed.) Elsevier Applied Science Publ. Ltd. Oxford, England.

Lindsay, W. (1979). Chemical equilibria in soils. Wiley Intersc. Pub., New York.

Macías, F. (1993). Contaminación de Suelos. Algunos hechos y perpectivas. V Reunión Nacional de Geología Ambiental y Ordenación del Territorio. Murcia.

Más, A. & Azcue, J.M. (1993). Metales en Sistemas Biológicos. Promociones y Publicaciones Universitarias, Barcelona.

McBride, M.B. (1981). Forms and distribution of copper in solid and solution phases of soil. En: Loneragan et al. (Ed.) Copper in soils and plants. Academic Press, Sydney, Australia.

Mc Laren, R.G. & Crawford, D.V. (1973). Studies on soil copper (II): The specific adsorption of copper by soils. Journal of Soil Science. 24, 443-452.

Moore, C.S. & Ritchie, G.S.P. (1988). Aluminum speciation and pH of an acid soil in the presence of fluoride. Journal of Soil Science. 39, 1-8.

Naidu, R., Bolan, N.S., Kookana, R.S. & Tiller, K.G. (1994). Ionic strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. European Journal of Soil Science. 45, 419–429.

Omueti, J.A. & Jones, R.L. (1977). Fluoride adsorption by Illinois soils. Journal of Soil Science. 28, 564-572.

Peech, L., Alexander, L..T. & Dean, L.A. (1947). Methods of soil analysis fertility investigations. USDA Cir. nº 8.

Polomski, J., Flühler, H. & Blaser, P. (1982). Fluoride-induced mobilization and leaching of organic matter, iron, and aluminium. Journal of Environmental Quality, 11: 452-456.

Rauret, G. (1998). Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. Talanta. 46, 449-455.

Romar, A., Gago, C., Fernández Marcos, M.L. & Álvarez, E. (2002). Adsorçao de fluoreto em algums solos naturais da Galiza (Espanha). Revista de Ciências Agrarias da Sociedad Portuguesa da Ciencia do Solo. 1, 247-254.

Romar, A., Gago, C., Álvarez, A. & Fernández Marcos, M.L. (2009). Influence of fluoride addition on the composition of solutions in equilibrium with soils in the vicinity of an aluminium smelter in Nw Spain. Pedosphere. 19: 60-70

Standley, L.J. & Hites, R.A. (1991). Chlorinated Organic Contaminants in the Atmosphere. En: C. Jones (Ed.) Organic Contaminants in the Environment. Elsevier.

Strawn, D.G. & Sparks, D.L. (2000). Effects of soil organic matter on the kinetics and mechanisms of Pb(II) sorption and desorption in the soil. Soil Science Society American Journal. 64, 144-156.

Verloo, M.L, Kiekens & Cottenie, A. (1980). Distribution patterns of essential and no essential trace elements in the soil-soil solution systems. Pedologie. 30: 163-175.

Wentzel, W.W. & Blum, W.E.H. (1992). Effects of fluorine deposition on the chemistry of acid luvisols. International Journal of Environmental Analytical Chemistry. 46, 223-231.

4 Contaminación del suelo por metales pesados resultante de la aplicación de purines y biosólidos

M.L. Fernández-Marcos · E. Álvarez-Rodríguez

Introducción

El suelo juega un papel primordial en la protección de otros medios (aguas freáticas y superficiales, vegetación) frente a la contaminación. Esta función se realiza, en el caso de los contaminantes inorgánicos, mediante procesos de neutralización o de retención e inmovilización de los mismos. Diversas propiedades del suelo influyen en su capacidad de retención de contaminantes: textura, pH, capacidad de intercambio catiónico, contenido de materia orgánica, contenido y tipo de arcillas, contenido de materiales no cristalinos.

La aplicación a suelos agrícolas de estiércoles y abonos orgánicos ha sido una práctica secular en los sistemas agrícolas tradicionales, entre ellos el gallego. Estos materiales orgánicos, además de aportar al suelo macro y micronutrientes, producen otros efectos beneficiosos: contribuyen a mejorar la estructura del suelo y su resistencia a la erosión; favorecen la actividad biológica; aumentan las capacidades de retención de agua y de intercambio catiónico; aumentan la capacidad amortiguadora del suelo; permiten la retención de contaminantes; contribuyen a la fijación de carbono, oponiéndose, por tanto, al efecto invernadero.

La transformación experimentada en las últimas décadas por los sistemas agrícolas tradicionales dio lugar a la progresiva desaparición del estiércol y su sustitución por el purín. La aplicación de este material al suelo es en la actualidad un elemento imprescindible en las explotaciones agro-ganaderas gallegas. Junto con el purín, se ha generalizado en las últimas décadas la aplicación al suelo de otros materiales orgánicos, residuos y subproductos de diversas actividades agrícolas o industriales o de la depuración de aguas residuales, conocidos en general como *biosólidos*. Esta práctica proporciona al suelo los beneficios citados, disminuye las necesidades de fertilizante mineral (por tanto, permite reducir los costes de producción) y da salida a residuos que, en otro caso, habría que eliminar.

Sin embargo, la aplicación a suelos agrícolas de purines y biosólidos presenta algunos inconvenientes, particularmente de tipo ambiental. La aplicación de estos materiales, si no se realiza un manejo adecuado, puede dar lugar a contaminación de tipo químico o biológico. Dentro de la contaminación de tipo químico cabe destacar, en primer lugar, la contaminación por macronutrientes, en particular nitrógeno y fósforo. Además la aplicación de materiales orgánicos puede ser causa de contaminación por metales pesados (Del Castilho et al. 1993; Baize 1997; Smith 1997; L´Herroux et al. 1997; Romkens & Salomons 1998; De la Torre et al. 2000; Aldrich et al. 2002; Moreno-Caselles et al. 2002; Wilcke et al. 2002; De Temmerman et al. 2003), tóxicos para las plantas, microorganismos e invertebrados del suelo. En particular, es común el enriquecimiento de suelos agrícolas en Cu y Zn, debido a la aplicación excesiva de estiércol o purín (De Temmerman et al. 2003). Estos últimos elementos son esenciales para las plantas, pero a concentraciones elevadas son tóxicos. Por otra parte, la contaminación del suelo puede dar lugar a contaminación de acuíferos así como a contaminación de la cadena trófica a través de la vegetación (Alonso et al. 2000).

En relación con la posible contaminación de otros medios, el suelo puede jugar un papel de filtro, reteniendo los metales pesados e impidiendo su paso a las aguas freáticas o a la vegetación (L´Herroux et al. 1997; Núñez-Delgado et al. 2002). La movilización de metales pesados depende de su concentración y especiación en el material aplicado y de las propiedades del suelo.

Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Escola Politécnica Superior. Campus univesitario, 27002 Lugo. Universidade de Santiago de Compostela. E-mail:mluisa.fernandez@usc.es , Tfno: 982 823119, Fax: 982 285926

En este trabajo se presentan algunos ejemplos de los efectos de la aplicación de residuos orgánicos a suelos, tomados de investigaciones realizadas en el Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela en Lugo.

Estudio de casos

Se presenta en primer lugar un ejemplo de suelos de cantera enmendados con lodos de depuradora en dosis equivalentes a 40, 80 y 120 t/ha (Lozano et al. 1999). Estas dosis, muy elevadas, se utilizaron porque el material enmendado es muy pobre en materia orgánica y nutrientes y porque no se trata de un suelo agrícola. La enmienda dio lugar a concentraciones totales de cobre que superan los límites de fitotoxicidad (Kabata-Pendias 2001) en la mitad de las muestras enmendadadas con la dosis más alta de lodo (Figura 1). En el resto de los metales pesados no se alcanzan los límites de fitotoxicidad.

Los restantes ejemplos presentados se refieren a un ensayo en laboratorio de percolación de purín a través de columnas de suelos no perturbados (Vázquez Grandas 2006; Fernández Marcos et al. 2006). Se trata de suelos de pradera desarrollados en cuatro zonas de Galicia sobre granitos, pizarras, sedimentos y esquistos de Órdenes (Figura 2). Las muestras de suelo no perturbadas se tomaron en cilindros de 16 cm de diámetro, alcanzando en los mismos una altura de 15 cm.

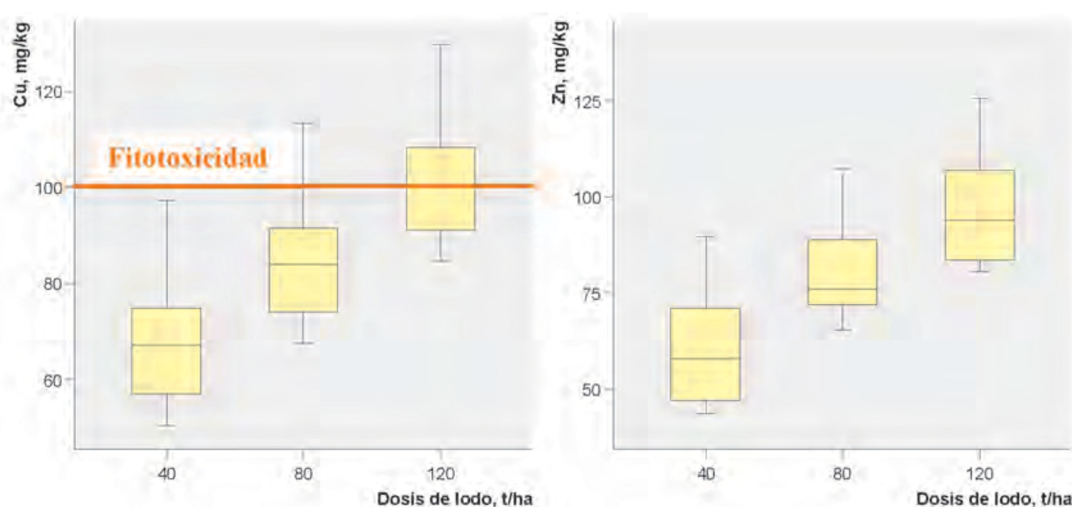


Figura 1.- Concentraciones de Cu y Zn totales (mediana y rangos intercuartílicos) en suelos de cantera enmendados con lodo de depuradora (Lozano et al. 1999)

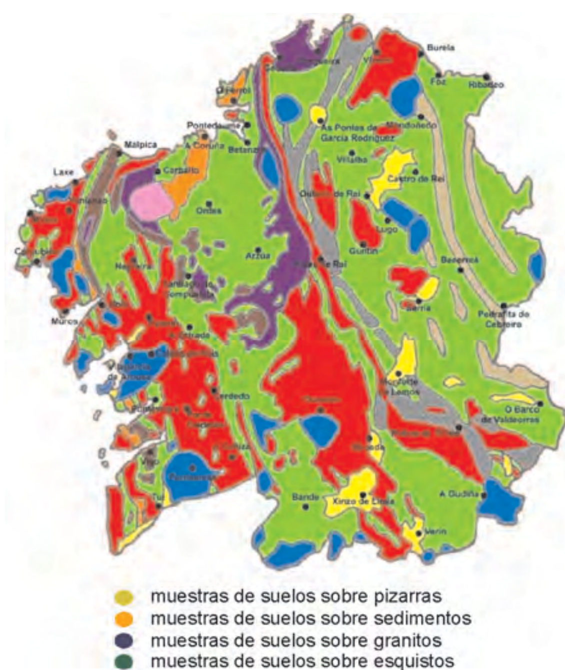


Figura 2.- Zonas de muestreo de suelos sobre distintos materiales

En el ensayo se utilizaron purines de vacuno procedentes de dos zonas ganaderas de Galicia: A Pastoriza (Lugo) y Ordes (A Coruña). Se utilizaron también un purín con caliza y un purín con concha de mejillón (la caliza y la concha de mejillón son utilizadas en la cama de ganado). Sobre cada columna de suelo se añadieron dos veces 250 mL de purín y 500 mL de agua destilada (Figura 3), con un intervalo de una semana. En semanas sucesivas se añadieron 500 mL de agua destilada. El agua percolada a través del suelo se recogió semanalmente para su análisis.

La composición de los percolados experimenta una variación significativa con el tiempo desde la aplicación del purín. Esta variación se pone de manifiesto en los valores de la conductividad eléctrica, indicadora de la concentración iónica en disolución, y de la concentración de materia orgánica disuelta (Figura 4), que presentan un máximo en las primeras semanas del ensayo.

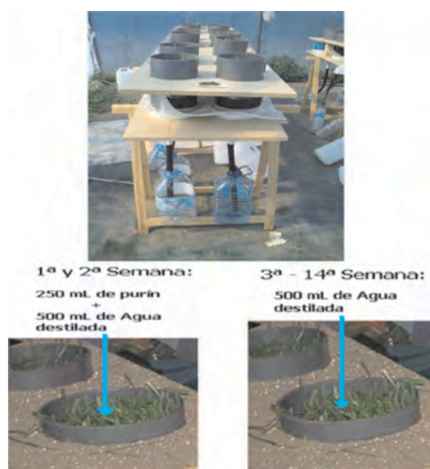


Figura 3.- Montaje experimental de las columnas de suelo y adición de purín

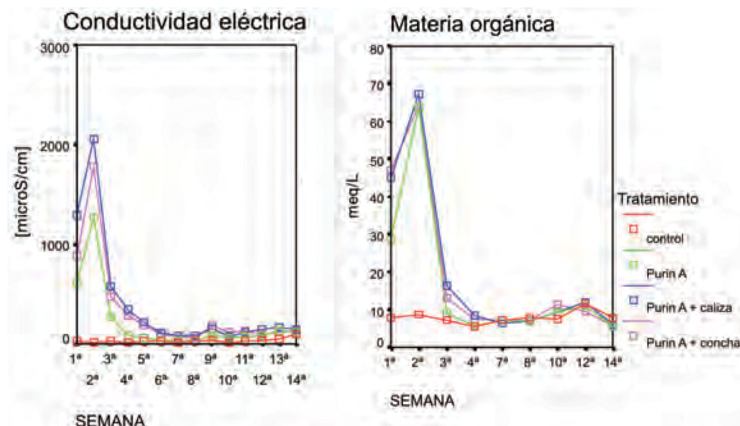


Figura 4.- Variación con el tiempo de los valores medios para los suelos estudiados de la conductividad eléctrica y la concentración de materia orgánica en los percolados desde la aplicación del purín (Vázquez Grandas 2006)

El aporte de purines a los suelos causa un aumento de las concentraciones de metales lixiviados, principalmente durante las fases iniciales tras su aplicación. Las concentraciones de metales son relativamente elevadas durante las tres primeras semanas del ensayo, alcanzándose un máximo en alguna de estas tres fechas, dependiendo del elemento y del suelo. Se muestra como ejemplo la variación de las concentraciones de manganeso en un suelo sobre pizarra (Figura 5). Las concentraciones son significativamente menores en los suelos no tratados, al menos en las primeras semanas del ensayo. Los resultados indican que las tres primeras semanas son las más críticas cuando se aplica purín al suelo en época de lluvia.

Con frecuencia se aprecian diferencias significativas entre los suelos tratados con dos purines procedentes de dos zonas ganaderas de Galicia, que se relacionan con las distintas composiciones de estos purines.

La evolución temporal de las concentraciones lixiviadas de cobre, manganeso, plomo y cinc presenta, tras los elevados valores iniciales, fluctuaciones a lo largo del período de ensayo e incluso un aumento en las fases finales del mismo. Estas variaciones, que se observan incluso en los suelos no tratados, se atribuyen a mineralización de la materia orgánica, favorecida por ciclos de humectación y secado. Por tanto, el riesgo de contaminación de aguas resultante de la aplicación de purines no disminuye tras las primeras semanas, sino que persiste meses después de la aplicación.

El cadmio es el único de los metales determinados cuya concentración en los lixiviados no está afectada significativamente por el tratamiento con purín (Figuras 6 y 7), pero sí está influida por el suelo (Figura 8).

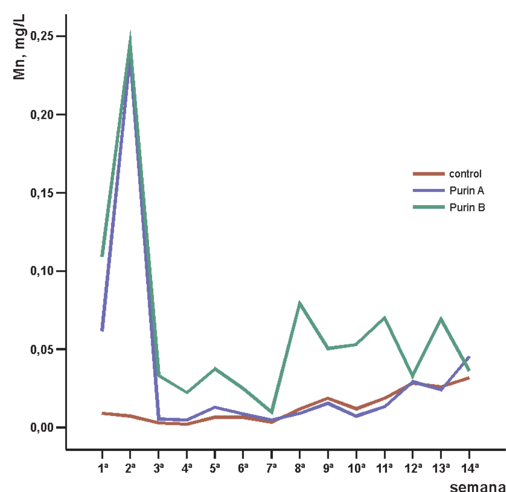


Figura 5.- Evolución temporal a lo largo del período de ensayo de las concentraciones de manganeso lixiviado de un suelo sobre pizarra no tratado y tratado con dos purines (Fernández Marcos et al. 2006)

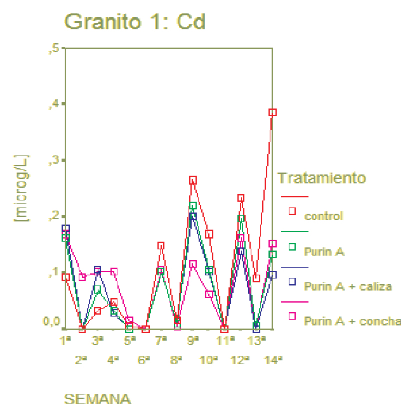


Figura 6.- Evolución temporal de las concentraciones de cadmio en los lixiviados de un suelo sobre granito que recibió distintos tratamientos (Vázquez Grandas 2006)

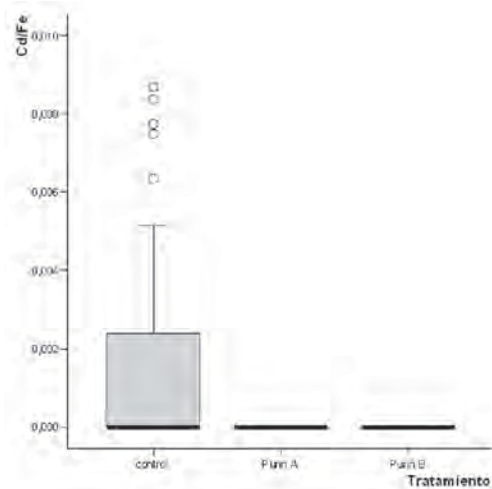


Figura 7.- Relaciones Cd/Fe en los lixiviados de suelos no tratados y tratados con purín (mediana y rangos intercuartílicos) (Fernández Marcos et al. 2006)

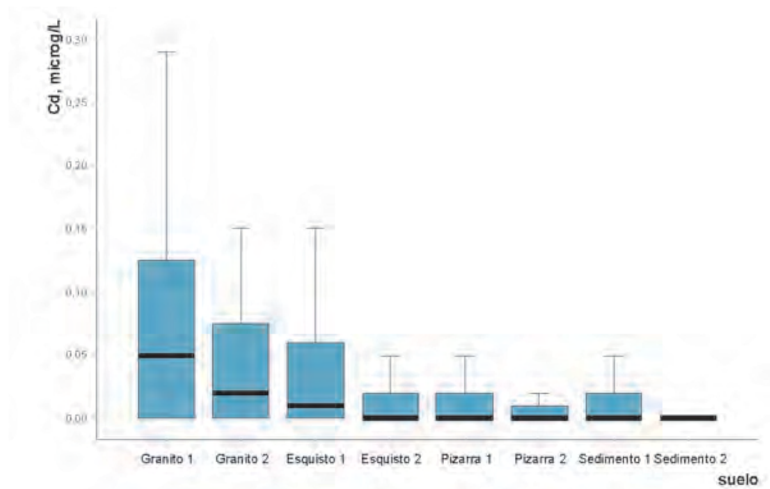


Figura 8.- Concentraciones de cadmio en los lixiviados de distintos suelos tratados con purines (mediana y rangos intercuartílicos) (Fernández Marcos et al. 2006)

Con excepción del cadmio, las concentraciones de metales pesados lixiviadas de suelos tratados presentan correlaciones altamente significativas ($p<0,01$) con la concentración de materia orgánica (Figura 9).

La diferencia entre las concentraciones lixiviadas de los suelos tratados y no tratados es similar para los distintos suelos, no observándose que ninguno de ellos amortigüe más eficazmente la lixiviación de metales (Figura 10). En contra de lo esperado, los suelos derivados de esquistos biotíticos, con mayor pH que el resto de los suelos y capacidad de cambio catiónico relativamente elevada, no presentan mayor eficacia en la retención de metales pesados.

Las concentraciones de todos los metales pesados y de aluminio presentan correlaciones significativas ($p<0,01$) con la concentración de calcio. Aparentemente el calcio presente en forma soluble en el purín desplaza otros metales de posiciones lábiles del suelo (Figura 11).

Sorprendentemente, los tratamientos con purín + caliza y purín + concha de mejillón dan lugar a mayores concentraciones en los lixiviados de la mayoría de los metales que el purín sólo (Figura 12). Este hecho se atribuye al mencionado desplazamiento de metales por el calcio.

Únicamente en el caso del manganeso, los tratamientos con purín + caliza y purín + concha de mejillón dan lugar a menor concentración de metal en los lixiviados que el purín sólo (Figura 13). Este efecto se interpreta como resultado de la conocida insolubilización de este elemento a pH elevado.

Las concentraciones de cadmio, cinc, cromo, cobre y níquel en los lixiviados (Figura 14) se mantienen durante todo el período por debajo de los límites establecidos para aguas potables (Directiva 98/83/CE de 3 de noviembre de 1998).

Las concentraciones de aluminio, hierro y plomo superan estos valores en las primeras semanas de ensayo en algunos casos de suelos tratados con purines (Figura 15).

Las concentraciones de manganeso superan el límite de potabilidad con cierta frecuencia, incluso en algunos suelos no tratados con purín (Figura 16). Esta exportación de manganeso con las aguas de drenaje se relaciona más con la acidez de los suelos que con la aplicación de purines.

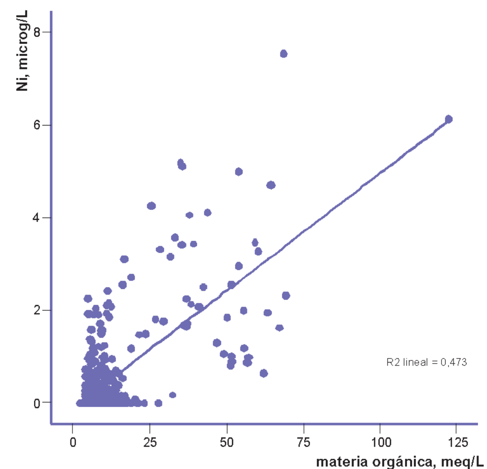


Figura 9.- Relación entre las concentraciones de níquel y de materia orgánica en los lixiviados de suelos tratados con purín (Fernández Marcos et al. 2006)

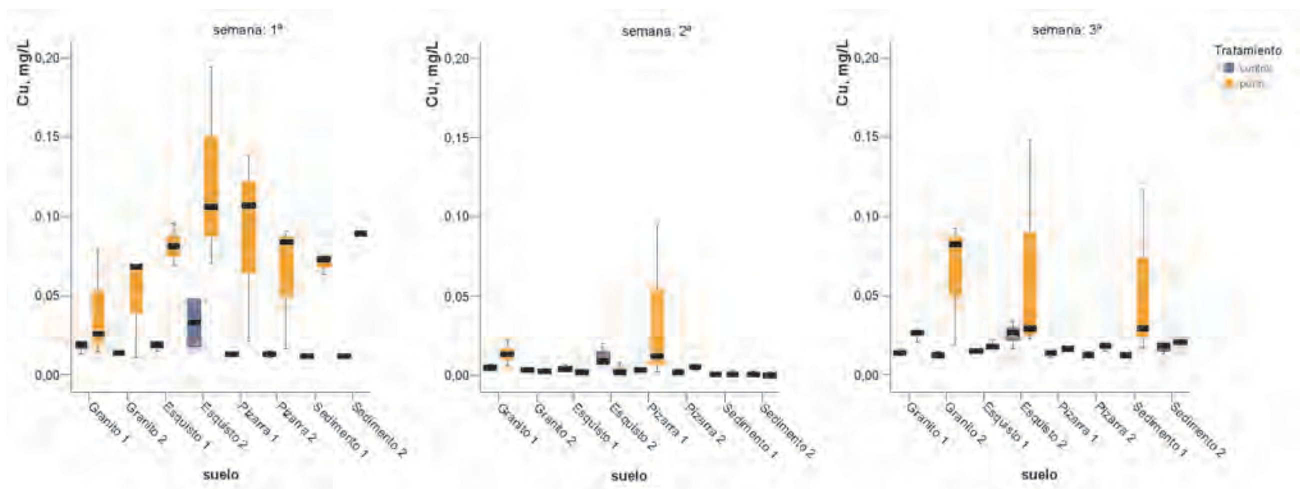


Figura 10.- Lixiviación de cobre de suelos tratados con purín A y no tratados en las tres primeras semanas del ensayo (mediana y rangos intercuartílicos para cada fecha, suelo y tratamiento) (Fernández Marcos et al. 2006)

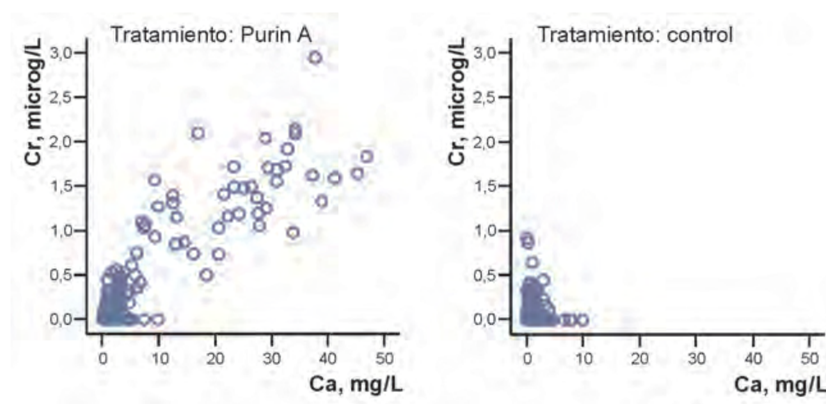


Figura 11.- Concentraciones de cromo frente a concentraciones de calcio en los percolados de suelos tratados con purín A y no tratados (Fernández Marcos et al. 2006)

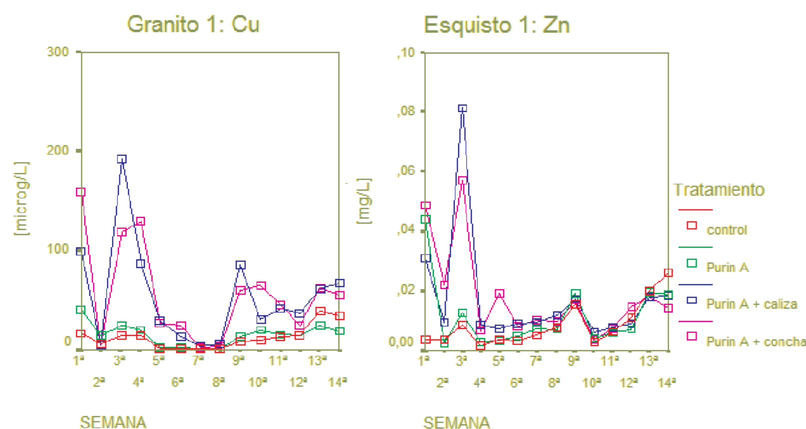
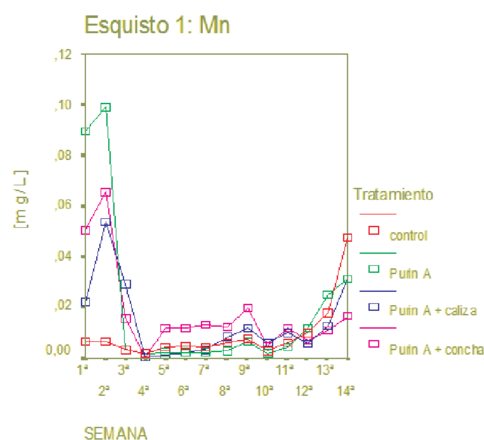


Figura 12.- Diferencias entre el tratamiento purín A (sólo) y los tratamientos purín + caliza y purín + concha de mejillón en los suelos Granito 1 y Esquisto 1 (Vázquez Grandas 2006)



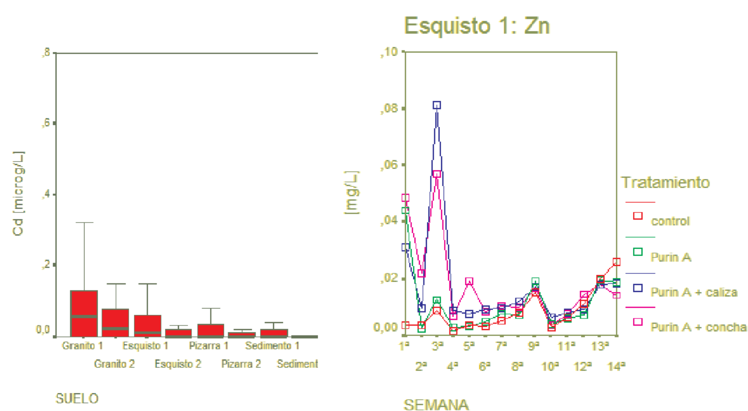
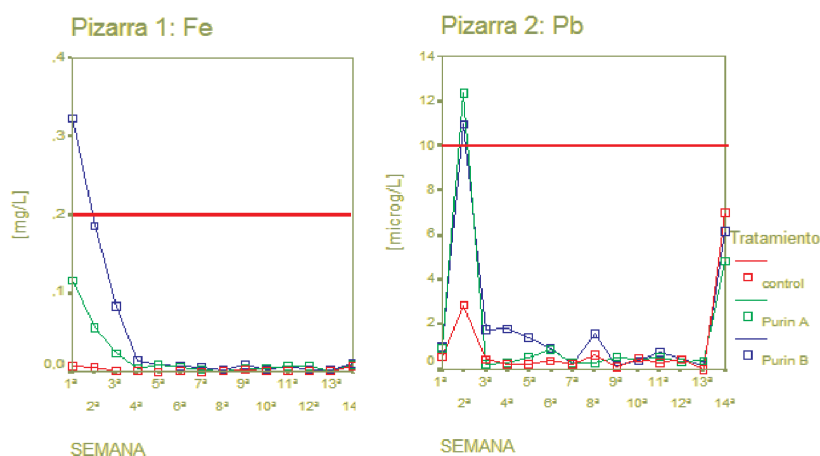


Figura 13.- Diferencias en la concentración de manganeso entre el tratamiento purín A (sólo) y los tratamientos purín + caliza y purín + concha de mejillón en el suelo Esquisto 1 (Vázquez Grandas 2006)

Figura 14.- Concentraciones de cadmio (en todos los suelos estudiados) y cinc (en un suelo sobre esquisto) en los lixiviados en relación con los límites establecidos para aguas potables (Vázquez Grandas 2006)



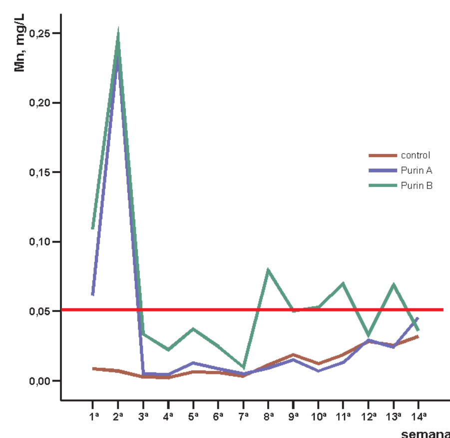


Figura 15.- Evolución de las concentraciones de Fe y Pb en dos suelos sobre pizarra en relación con el límite de potabilidad (línea roja) (Vázquez Grandas 2006)

Figura 16.- Evolución de las concentraciones de manganeso lixiviado de un suelo sobre pizarra en relación con el límite de potabilidad (línea roja) (Fernández Marcos et al. 2006)

Conclusiones

El aporte de purín a los suelos causa un aumento de las concentraciones de metales en las aguas de drenaje. Las tres primeras semanas son las más críticas cuando se aplica purín al suelo en época de lluvia, pero el riesgo de lixiviación no desaparece tras este período.

La mineralización de la materia orgánica, favorecida por ciclos de humectación y secado, da lugar a liberación de metales pesados a medio y largo plazo tras la aplicación de purín.

Los suelos derivados de esquistos biotíticos, con pH y capacidad de cambio catiónico relativamente elevados entre los suelos representativos de Galicia, no presentan mayor eficacia en la retención de metales pesados.

Los suelos gallegos presentan una elevada capacidad amortiguadora frente a la contaminación por metales pesados. En consecuencia, tras la adición de purines o lodos de depuradora, incluso en dosis elevadas, apenas se han observado hasta el momento condiciones de fitotoxicidad o contaminación de aguas por metales.

Bibliografía

Aldrich, A.P.; Kistler, D. & Sigg, L. (2002). Speciation of Cu and Zn in drainage water from agricultural soils. Environmental Science & Technology 36, 4824-4830.

Alonso, M.L.; Benedito, J.L.; Miranda, M.; Castillo, C.; Hernández, J. & Shore, R.F. (2000). The effect of pig farming on copper and zinc accumulation in cattle in Galicia (North-Western Spain). Veterinary Journal 160, 259-266.

Baize, D. 1997. Detection of moderate contamination by trace metals in agricultural soils. Analusis 25, M29-M35.

De la Torre, A.I.; Jimenez, J.A.; Carballo, M.; Fernández, C.; Roset, J. & Muñoz, M.J. (2000). Ecotoxicological evaluation of pig slurry. Chemosphere 41, 1629-1635.

De Temmerman, L.; Vanongeval, L.; Boon, W.; Hoenig, M. & Geypens, M. (2003). Heavy metal content of arable soils in Northern Belgium. Water Air and Soil Pollution, 148, 61-76.

Del Castilho, P.; Chardon, W.J. & Salomons, W. (1993). Influence of cattle-manure slurry application on the solubility of cadmium, copper, and zinc in a manured acidic, loamy-sand soil. Journal of Environmental Quality 22, 689-697.

Dolan, S. & Bolger, T. (1997). Differences in the chemistry of leachates from forest and grassland soil associated with the addition of pig slurry – A lysimeter experiment. Biology and Environment – Proceedings of the Royal Irish Academy 97B, 173-183.

Fernández Marcos, M.L.; Vázquez Grandas, J.J.; Leboroni, G.; Fernández Sanjurjo, M.J.; Álvarez, E.; Díaz, F. ; Ferreira, T.C. & López Mateo, C. (2006). Lixiviación de metales pesados de columnas de suelo tratadas con purín de vacuno. IV Congreso Iberoamericano de Física y Química Ambiental. Cáceres, España. 22-26 Mayo 2006.

Kabata-Pendias, A. (2001). Trace Elements in Soils and Plants, 3rd Edition. CRC Press. Boca Raton, USA. 413 pp.

L'Herroux, L.; Le Roux, S.; Appriou, P. & Martínez, J. (1997). Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). Environmental Pollution 97, 119-130.

Lozano, M.L.; Fernández Marcos, M.L. & Álvarez, E. (1999). Heavy metals in mine soils amended with sewage sludge. Land Degradation and Development 10, 555-564.

Moreno-Caselles, J.; Moral, R.; Pérez-Murcia, M.; Pérez-Espinosa, A. & Rufete, B. (2002). Nutrient value of animal manures in front of environmental hazards. Communications in Soil Science and Plant Analysis 33, 3023-3032.

Núñez-Delgado, A.; López Periago, E. & Díaz-Fierros Viqueira, F. (2002). Pollution attenuation by soils receiving cattle slurry after passage of a slurry-like feed solution. Column experiments. Bioresource Technology 84, 229-236.

Romkens, P.F.A.M. & Salomons, W. (1998). Cd, Cu, and Zn solubility in arable and forest soils: Consequences of land use changes for metal mobility and risk assessment. Soil Science 163, 859-871.

Smith, S.R. (1997). Rhizobium in soils contaminated with copper and zinc following the long-term application of sewage sludge and other organic wastes. Soil Biology & Biochemistry 29, 1475-1489.

Vázquez Grandas, J.J. (2006). Ensayos de percolación para estudiar el movimiento de contaminantes procedentes de purines aplicados a suelos de Galicia. Trabajo Fin de Carrera. EPS. Universidad de Santiago de Compostela.

Wilcke, W.; Bol, R. & Amelung, W. (2002). Fate of dung-applied copper in a British grassland soil. Geoderma 106, 273-288.

5 Implicaciones ambientales de la fertilización agroforestal

M.R. Mosquera-Losada · J.J. Santiago-Freijanes · E. Fernández-Núñez · M. García-Fernández · A. Rigueiro-Rodríguez

Introducción

La fertilización es una práctica agrícola cuyo objetivo principal es restituir al suelo los elementos que la planta extrae en mayores cantidades de las que el suelo es capaz de generar, fundamentalmente nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), que permite además incrementar la producción agrícola de forma proporcional al aporte del fertilizante, cuando hay carencia de este en el suelo y cuya respuesta se reduce a medida que el suelo es capaz de proporcionar el nutriente en cantidad suficiente para que se desarrolle de forma óptima el cultivo sobre el suelo fertilizado.

Los principales nutrientes que se aportan en la fertilización son el nitrógeno, el fósforo y el potasio, siendo especialmente problemático el aporte de nitrógeno, por ser un elemento que sólo es 1) almacenado en el suelo por la materia orgánica, por lo tanto de forma no inmediatamente disponible para las plantas, 2) no hay suministro a partir de la roca madre, y 3) puede perderse por numerosas vías como son la volatilización o el lavado (Whitehead 1995). Debido a lo complejo de su ciclo, en comparación con los otros dos elementos y a las diversas formas de pérdidas al ambiente, la problemática causada por el nitrógeno en la fertilización de pastos causa la denominada contaminación difusa y ha originado una norma específica a nivel europeo, que ha sido transpuesta a nivel regional y que en Galicia queda recogida en el "Código galego de boas prácticas agrarias" (Xunta de Galicia 2008).

Si bien el exceso de fósforo puede provocar también problemas de contaminación difusa, su problemática inmediata es más reducida, al ser un nutriente que, en general, está fuertemente retenido por el componente edáfico, sobre todo en los suelos gallegos, de carácter fuertemente ácido y en los que es fijado por el hierro y aluminio (Porta et al. 2003). No obstante, a largo plazo el exceso del fósforo en el suelo puede causar eutrofización, y emisiones al medio (Mosquera et al. 2008) además de ocasionar problemas de reducción considerable de biodiversidad, al potenciar el desarrollo de las gramíneas más competitivas, como son las especies empleadas habitualmente en la siembra (raigrases) que disminuyen la presencia de otras. El exceso de fósforo en un suelo es difícil de solucionar a corto plazo, ya que este queda retenido y son las extracciones realizadas por el cultivo las que pueden disminuir su proporción en el suelo, si se mantiene el pH por encima de valores que disminuyan los niveles de Al y Fe disponible en el suelo.

El potasio, es un elemento que está en proporciones reducidas en los suelos gallegos, es fácilmente lavable y su déficit suele causar un cambio en la composición botánica de los pastos, sobre todo reducción en la proporción de especies leguminosas (Mosquera et al. (2004a); Mosquera & González 1997).

En los últimos años se ha procedido a fomentar el empleo de abonos orgánicos como substitutivos de los inorgánicos, algo que cada vez adquiere más importancia, debido al elevado precio de los abonos inorgánicos y a que se fomenta el reciclaje natural de los nutrientes que contienen los residuos.

El objetivo de este trabajo es mostrar técnicas de cálculo de dosis de abono con fertilizantes inorgánicos y orgánicos y valorar de forma general su impacto en el medio ambiente en cultivos agrícolas y forestales.

Departamento de Produción Vexetal. Escola Politécnica Superior. Universidade de Santiago de Compostela. Campus universitario, 27002 Lugo. E-mail: mrosa.mosquera.losada@usc.es, Tfno: 982 823144/ 982 823109, Fax: 982 285926

Fertilización inorgánica

La fertilización inorgánica en los suelos destinados a la producción de pastos en Galicia ha sido evaluada en diferentes artículos, en los que se combina el efecto de N, P y K de forma individual o en combinación entre ellos (Mombiela 1983: Mosquera 1992; Mosquera & González 1997; Mosquera et al. 2004a).

A partir de estos estudios se concluye que el encalado es una práctica que se debe realizar de forma previa al establecimiento de los pastos en aquellos suelos con un porcentaje de saturación de aluminio por encima del 30% o para su mejora en praderas permanentes, lo que proporciona un aumento en la disponibilidad de fósforo de forma directa (Mombiela 1983; Mosquera 1992). Las dosis más habituales en nuestra región para la fertilización con fósforo y potasio deben estar comprendidas entre los 80 y los 120 kg P_2O_5 ha^{-1}, las cuales deben aportarse al inicio de la estación de crecimiento de forma conjunta con el potasio cuyas dosis recomendadas deben encontrarse entre los 80 y 120 kg P_2O_5 ha^{-1} si se pretende que haya una buena proporción de trébol en el pasto (Mosquera et al. 1999).

A la hora de plantear el aporte de un fertilizante al suelo deben tenerse en cuenta las necesidades de los cultivos (cuya estimación debe realizarse en función de la producción potencial en la zona y la concentración de los nutrientes del mismo) ya que esto reducirá notablemente la capacidad de contaminación del nutriente aportado, incrementará la eficiencia de su uso y nos permitirá realizar fertilizaciones sostenibles, adecuadas con el medio y más rentables. En este sentido y desafortunadamente, a la hora de aportar un fertilizante al suelo, no todo es utilizado por la planta, y la proporción no empleada se incrementa a medida que lo hace la dosis del elemento fertilizante. Este aspecto puede observarse en la Figura 1 para el caso del nitrógeno. En donde se detecta que el paso de 0 a 30 kg N ha^{-1} supone un aumento de la producción de pasto de 41 kg pasto por kg de N aportado, sin embargo, el paso de 0 a 60 kg N ha^{-1} implica una respuesta mucho menor por kg de N aportado (16 kg pasto kg N ha^{-1}).

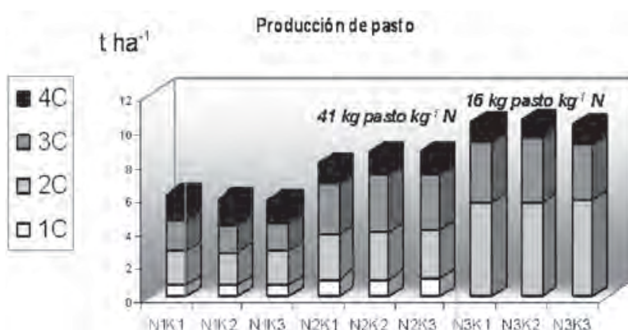


Figura 1.- Efecto de la fertilización con nitrógeno (N1: 0 kg N ha^{-1}; N2: 30 kg N ha^{-1} y N3: 60 kg N ha^{-1}) y potasio (K1: 0 kg K_2O ha^{-1}; K2: 50 kg K_2O ha^{-1} y K3: 100 kg K_2O ha^{-1}) sobre la producción acumulada de los cuatro cortes (1C, 2C, 3C, y 4C) anuales

Una vez conocida la dosis de nitrógeno a aportar es muy importante en el caso del nitrógeno realizar un aporte en las fechas adecuadas, en el caso de Galicia, debemos tener en cuenta la relación entre la temperatura media y las precipitaciones mensuales. En el norte de Galicia, se emplea el criterio de T-ACUM, con el objeto de determinar la fecha más adecuada para aplicar el nitrógeno a principios de año, ya que si fertilizamos con este elemento antes de la fecha óptima, probablemente se lavará, y no podrá ser utilizado por el cultivo, que no crece a causa de las bajas temperaturas presentes a principios de año. Sin embargo, si lo aportamos más tarde, aseguramos que el cultivo lo consuma, por lo tanto reduciremos el riesgo de lavado, pero la disponibilidad de forraje será más tardía, lo que obligará al ganadero a alimentar con mezclas o concentrados a los animales, incrementando notablemente los costes de producción de la explotación. Por ello, en los países bajos se emplea la técnica de T-ACUM, que consiste en sumar todas las temperaturas medias diarias por encima de 0ºC hasta alcanzar valores de 200ºC. Técnica muy adecuada para su situación, pero que no siempre es aplicable en nuestra región.

Así, en una experiencia desarrollada en dos localidades de Galicia, una ubicada en una zona de montaña (Marco da Curra) y otra en la zona costera (Mabegondo) se aportó nitrógeno en diferentes fechas de enero a abril durante tres años consecutivos. Se observaba que en ambos casos, si la temperatura era adecuada para el desarrollo del pasto a principios de año, no se modificaba la producción, ya que donde se aplicaba nitrógeno de forma temprana, se producía el desarrollo de trébol que fertilizaba de forma gratuita con nitrógeno, y mitigaba las diferencias con el pasto que sí tomaba el nitrógeno inorgánico, y en el que no se desarrollaba trébol. Por tanto, en nuestras condiciones, el empleo de esta técnica depende de la temperatura que exista a principios de año y su efecto sobre el desarrollo de trébol. No obstante, las dosis de nitrógeno empleadas en los países bajos cuando se empleaba la técnica del TACUM eran netamente superiores a la nuestra (800 kg N ha^{-1}), lo que limitaba, junto con las menores temperaturas al inicio del año (en relación a Galicia) el desarrollo adecuado del trébol.

Otra experiencia desarrollada en zonas de monte y costera de Galicia, pretendía comparar el empleo de dos tipos de abono nitrogenado (urea y nitramón), de precios por saco muy similares, pero con una mayor riqueza de nitrógeno en el caso de la urea, lo que la haría más rentable. Cuando se comparaba su uso a finales de primavera se observa que no hay diferencias en la zona de montaña, sin embargo, es mucho más eficiente el empleo de nitramón en esta época en la zona costera. Esto se justifica porque la urea está fundamentalmente constituida por amonio, que, con las altas temperaturas de la zona costera y a finales de la primavera presenta una gran facilidad de volatilización, por lo que el nitrógeno pasa a la atmósfera en lugar de incorporarse al suelo reduciéndose notablemente la eficiencia de su aprovechamiento por parte del cultivo. No obstante, este efecto depende notablemente de las condiciones metereológicas de cada año concreto que se den durante este período de mayo-junio (Figura 2).

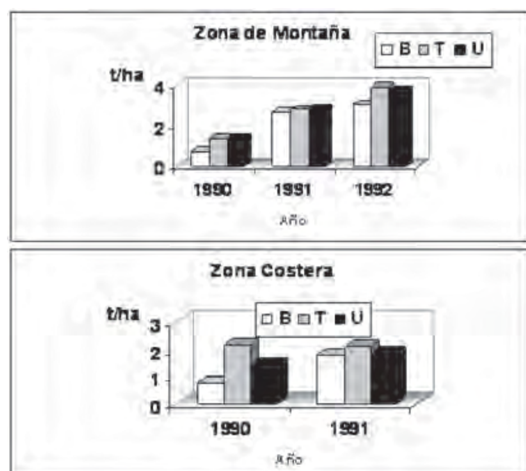


Figura 2.- Efecto de la fertilización en pastos en dos zonas de Galicia con nitrógeno aplicado con la misma dosis en forma de nitramón (T) o urea (U). (B: 0 kg N ha^{-1}) sobre la producción acumulada del último corte de la primavera

Los abonos orgánicos

Para determinar la forma de cálculo de las dosis a aplicar a un cultivo, hemos de tener en cuenta, además de las necesidades de cultivo para un nutriente concreto, el contenido en el nutriente a aportar del abono y la disponibilidad real del mismo. En este sentido cuando se habla de fertilización orgánica, el criterio que se suele emplear para el cálculo de su dosis es el contenido en nitrógeno y su disponibilidad, ya que es el que se suele encontrar en mayor proporción en el mismo y el que tiene más riesgo de pérdidas del suelo, y por tanto una mayor probabilidad de contaminación.

Una vez determinadas las necesidades del cultivo hemos de tener en cuenta que si bien los abonos inorgánicos suelen presentar el nutriente en una forma rápidamente asimilable, asimilable a corto y medio plazo, en el caso de los abonos orgánicos se le une el nutriente ligado a las sustancias orgánicas (proteínas, aminoácidos… en el caso del nitrógeno). La forma rápidamente asimilable se identifica con el nitrato, la asimilable a muy corto plazo sería el amonio y la asimilable a medio plazo se suele ligar a abonos empleados en fertilización forestal y denominados abonos de liberación lenta, que poseen cubiertas que ralentizan su incorporación al suelo. En general, la mayor parte de estos tipos de abono inorgánico están disponibles para el cultivo en el año en el que se aportan.

Sin embargo, cuando se añade un abono orgánico en base al nitrógeno, existe un cuarto formato que es el nitrógeno ligado o integrado en los compuestos orgánicos como las proteínas y que debe transformarse en amonio primero y en nitrato después para poder ser empleado por el cultivo. Por lo tanto, es muy importante conocer por un lado el contenido medio de nitrógeno en el abono orgánico, y por otro, los niveles de cada forma de nitrógeno. Finalmente, y atendiendo al tipo de fertilizante también es importante saber la tasa de mineralización del nitrógeno en forma orgánica, lo que depende del tipo de fertilizante y de su composición (proporción de lignina, celulosa…).

Los abonos orgánicos más extensamente empleados en la fertilización de praderas son los purines, residuo producido en la propia explotación, y los lodos de depuradora urbana debido al excedente y disponibilidad de estos residuos a nivel local. Antes de proceder a comentar las formas de cálculo de los mismos realizaremos una comparación en relación a su composición y la disponibilidad de sus componentes nitrogenados (Tablas 1 y 2).

Uno de los principales aspectos de los abonos orgánicos es el contenido en materia seca que presentan, ya que, en caso de utilizarse lejos de su lugar de origen (i.e. lodos de depuradora urbana) limita la rentabilidad de la fertilización, debido a los elevados niveles de agua que se transportan. Otro aspecto negativo de un elevado porcentaje de humedad del residuo es su almacenaje ya que la época adecuada de aporte de residuo es de varios meses al año, y, sin embargo, la producción de residuos es continua. El aporte al suelo también se complica a medida que se eleva el contenido en humedad. De hecho, para solventar este problema, hay lodos de depuradora urbana que se someten a procesos de peletización o secado térmico, lo que disminuye su humedad hasta un 98% y facilita su almacenaje y distribución en el campo.

En relación al pH, los residuos suelen presentar pHs en torno a la neutralidad o ser de carácter básico, lo que es un inconveniente en suelos básicos, pero les da una notable ventaja en suelos ácidos que suelen asociarse a suelos muy lavados, con una tasa reducida de permanencia de los principales macronutrientes en el complejo de cambio del suelo.

Procedencia	% MS	pH	% N	% P_2O_5	% K_2O
Vaca	23	8.17	1.84	1.73	4.86
Ternera	23	7.90	2.40	1.50	3.14
Cerdo	5	7.00	8.02	5.96	5.17
Ave	22-76	6.80	1.74	4.18	3.79
Lodo Urbano	25	7.03	3.21	4.37	0.30

Tabla 1.- Niveles habituales del contenido en materia seca, pH, nitrógeno (N), fósforo (P_2O_5) y potasio (K_2O) en purines de diferente procedencia y en lodos de depuradora urbana (Xunta de Galicia 2008)

Procedencia	N-Mineral	N-lábil	N-Residual
Vaca	40	30	30
Ternero	80	9	11
Aves	70	20	10
Porcino	94	3	3
Lodo urbano	4	24	72

Tabla 2.- Fracción del nitrógeno (%) en diferentes tipos de estiércol según su comportamiento en el suelo. N-mineral incluye los compuestos orgánicos NH_3 y NH_4^+ y algunos orgánicos como urea; N-orgánico-lábil: mineralizará en el mismo año de aplicación; N-residual: irá a engrosar las reservas húmicas del suelo (Xunta de Galicia 2008)

En relación a la proporción relativa de los niveles de nitrógeno, fósforo y potasio en los residuos observamos que son muy variables, los niveles de N son mayores en los residuos de ganado vacuno y lodo, en comparación con el fósforo, resultando ser los de potasio muy reducidos en el lodo y muy elevados en el purín de ganado vacuno. En relación al de cerdo es especialmente alto en todos los macronutrientes, lo que no reduce la cantidad de purín a aplicar en comparación con los otros residuos, ya que los niveles de humedad son muy elevados (95%). Por otro lado, en el estiércol de ave es importante señalar que está descompensada la relación entre los principales nutrientes ya que el contenido en nitrógeno es muy bajo en comparación a los niveles de fósforo y potasio. En cualquier caso, se puede observar que las características de los residuos varían entre animales, y con la edad, así, el purín de ternera es mucho más rico que el de vaca en nitrógeno, al ser mayor el nitrógeno eliminado por los animales más jóvenes a través de sus deyecciones.

En la Tabla 2 se muestra la relación porcentual de los diferentes tipos de nitrógeno existentes en los estiércoles de los animales, que se clasifican en N-mineral, e incluye el amonio y el nitrato, el N-lábil, que incluye la fracción de nitrógeno disponible en formato mineral en el primer año de aplicación y que procede de la mineralización del residuo y el N-residual que es el que no estará disponible para la planta. Se observa que los purines o estiércoles procedentes de los animales presentan unos niveles de disponibilidad del nitrógeno muy elevados siendo del 70, 89, 80 y 97% del total aplicado para el purín de vacuno adulto, ternera, aves y cerdo, respectivamente. Sin embargo, sólo una pequeña proporción de lodo estará disponible el primer año (de forma general se estima que un 28%). Si tenemos en cuenta la Tabla 2, vemos que si deseamos aportar el equivalente a 100 kg de N por hectárea disponible para la planta en el primer año, deberíamos adicionar al suelo 142,86 kg de N total por hectárea (100*100/70), resultando estas cifras próximas a 112, 111, 103 y 357 kg de N total por hectárea para el purín de ternero, aves, porcino y el lodo de depuradora urbana. Si ahora calculamos la cantidad de estiércol a aplicar, y empleamos los datos de la Tabla 2, se deberían aplicar 7769,98 kg de MS por hectárea en el caso del estiércol de vacuno (142,86*100/1,84), siendo 4681, 6385, 1285 y 11125 kg de MS por hectárea de purín de ternero, estiércol de aves, porcino y de lodo de depuradora urbana. Si además tenemos en cuenta su contenido en humedad estas cifras se elevan hasta 33, 20, 25 y 44 toneladas en el caso del purín de vacuno, de ternero y de los estiércoles de porcino y del lodo de depuradora urbana. En el caso de las aves estas cifras irán desde 8,40 y 29,02 t por hectárea en función de su contenido en materia seca o humedad. Es destacable que la reducida disponibilidad del nitrógeno en el caso del lodo hace que la cantidad a aportar de residuo se eleve notablemente, en comparación con los otros residuos, y que la variación en el contenido de materia seca en el caso del estiércol de ave triplique la dosis a aplicar. Finalmente el elevado nivel de humedad del purín de cerdo se compensa con la elevada proporción de N en el residuo y su elevada disponibilidad.

Las recomendaciones prácticas para realizar el aporte de purines pueden verse en el código de buenas prácticas agrarias que para la comunidad autónoma de Galicia está disponible en la página web de la Consellería de Medio Rural (Xunta de Galicia 2008). No obstante, y debido al incremento del uso de los lodos de depuradora urbana en agricultura en los últimos años, derivado del aumento de su producción como resultado de la obligatoriedad de depuración de las aguas residuales en todas las entidades de población de más de 2000 habitantes, nos centraremos en el cálculo del uso de estos residuos y expondremos algunos resultados prácticos obtenidos a partir de diferentes experiencias realizadas en Galicia en el aporte de estos residuos en terrenos de uso agroforestal.

El empleo de lodos de depuradora en sistemas agroforestales

Los sistemas agroforestales son formas sostenibles de manejo del territorio que integran un componente leñoso y agrícola y/o animal en el mismo uso del territorio (Mosquera et al. 2008). Son sistemas promovidos por la Unión Europea, que en el último documento de desarrollo rural (COUNCIL REGULATION on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) 15 September 2005) establece que se deben realizar pagos directos al establecimiento de estos sistemas, lo que la Xunta de Galicia está promoviendo a través de la Consellería de Desenvolvemento Rural y sus diferentes subvenciones. La clasificación de los diferentes tipos de sistemas agroforestales en Europa y sus ventajas han sido revisadas recientemente (Rigueiro et al. 2008).

El uso de lodos en agricultura tiene inconvenientes ya que estos residuos suelen presentar concentraciones de metales pesados superiores a las del suelo. Por ello, el aporte de lodos está regulado por el Real Decreto 1310/90, en la que se establecen, entre otros aspectos, los niveles máximos de metales en suelo y en el lodo que no deben sobrepasarse para el empleo de los lodos en agricultura. Una vez, que tanto el nivel de metales en suelo o lodo

cumple la normativa, la dosis de lodo a aplicar debe calcularse en base al contenido de nitrógeno en el residuo, ya que éste es el elemento presente en mayor proporción, y el más problemático desde un punto de vista medioambiental (lavado, volatilización). La principal diferencia entre el lodo y los abonos inorgánicos, es que el efecto de estos últimos es mucho más inmediato, porque una parte importante del nitrógeno aportado con el fango no está disponible de forma rápida después de su aplicación, presentando un marcado efecto residual, del que carecen los abonos inorgánicos nitrogenados empleados en agricultura. Por otra parte, la tasa de mineralización del nitrógeno también depende del tipo de lodo empleado, de tal manera que, basándonos en nuestra propia experiencia en la zona y en las recomendaciones de uso dadas por la EPA (Agencia medioambiental estadounidense) se conoce que esta tasa de mineralización es mayor en lodos digeridos aeróbicamente, que en los digeridos anaeróbicamente en el compost. La peletización (proceso mediante el cual se reduce el contenido de agua de los lodos hasta un 2%) facilita el almacenamiento y la aplicación de estos residuos en campo, y nosotros hemos encontrado que presenta unas tasas de mineralización similares a los lodos de digeridos anaeróbicamente (Mosquera et al. 2004b) en nuestras condiciones ambientales, cuando se aporta la misma dosis de nitrógeno total. Es importante señalar que la Unión Europea promueve el empleo como fertilizante del lodo digerido anaeróbicamente y el compost.

El lodo puede emplearse de forma exclusiva para la fertilización forestal, así el aporte en terrenos de monte (caracterizados por su acidez (pH en agua inferior a 5)) de lodos digeridos procedentes de una empresa que emplea algas para la obtención de un producto alimentario (los carragenatos), ha producido resultados espectaculares en especies como *Pinus pinaster* (incrementos de altura de hasta un 55%) y en *Eucaliptus globulus* (mejoras de un 30%) con dosis reducidas de este lodo (Mosquera & Rigueiro 2008).

El empleo de lodos de depuradora en sistemas exclusivamente agrícolas ha demostrado que las dosis superiores a las 40 t de lodo por hectárea reducen la respuesta al residuo por kg de N aplicado, pero que, además disminuye la proporción del trebol en el pasto (Rigueiro & Mosquera 2002). Un estudio desarrollado en suelos agrícolas en los que se evaluaba el efecto del aporte de diferentes tipos de lodo estabilizados mediante compostaje, digestión o procesados mediante secado térmico o peletización, provocó una mejora en la producción de pasto, no obstante, el efecto resultó ser más lento en el caso del compost.

La fertilización con lodos en sistemas silvopastorales ha demostrado ser beneficiosa para el desarrollo del pasto y el crecimiento del arbolado (Mosquera-Losada et al. 2006; Rigueiro Rodríguez et al. 2000) cuando se emplean dosis adecuadas que rondan el aporte de entre 160 y 320 kg N total por hectárea, que implican valores de entre 40 y 80 kg N disponible por hectárea.

El empleo de lodos de depuradora en sistemas silvopastorales es, a su vez, una forma adecuada de valorización de este residuo, con menores implicaciones de tipo sanitario (metales pesados) (desde un punto de vista del consumo humano) de los productos generados y en comparación con la fertilización con este tipo de lodos de productos que se van a consumir directamente por el hombre (hortalizas, frutales…), ya que se establece un paso más en la cadena trófica antes de alcanzar al hombre.

En el caso de los sistemas silvopastorales, la evaluación del efecto de la aplicación de los lodos sobre la producción de pasto es más compleja que en sistemas exclusivamente agrícolas, ya que además del componente pasto tenemos el componente arbolado, que modifica las principales variables que afectan a la producción de pasto y a la mineralización del lodo, como la temperatura, a través de la sombra que ejerce sobre el suelo. Es importante por tanto conocer la productividad potencial del pasto en sistemas en los que la cantidad de luz que llega al suelo depende de las especies forestales y de su edad.

Los sistemas silvopastorales pueden mejorar, desde un punto de vista medioambiental, los riesgos de pérdidas de nitrógeno por lavado, gracias a que el arbolado posee un sistema radical localizado a mayor profundidad que el del estrato herbáceo. Sin embargo, en las primeras fases, la fertilización nitrogenada puede ocasionar una reducción en el crecimiento del arbolado, debido a la mayor competencia que se establece entre el arbolado y el pasto, pero este efecto negativo parece depender de la especie forestal, el tipo de fertilizante nitrogenado empleado y las especies utilizadas en la siembra de la pradera.

En relación al efecto de la fertilización con los diferentes tipos de lodo sobre el arbolado, decir que el lodo anaeróbico favorece el crecimiento de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus nitens* y *Fraxinus excelsio*r, no obstante no afecta al crecimiento de *Pseudotsuga menziesii*, de crecimiento más reducido. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas, entre los diferentes tipos de tratamiento en términos de producción de pasto en el primer año de estudio, aunque el lodo de tipo anaeróbico mostró un mayor efecto residual. Es importante señalar que el lodo mejora las características estructurales del suelo, al aumentar su contenido en material orgánica, lo que puede mejorar, en suelos agrícolas la capacidad de retención de agua, y aumentar el crecimiento del arbolado en Galicia, en el período estival, época en la que se limita el desarrollo forestal en nuestra zona. Esta ventaja no se observa en el caso del aporte de fertilizantes nitrogenados inorgánicos en el suelo agrícola. No obstante, en suelos de monte, la ventaja del lodo frente al abono inorgánico desaparece, ya que estos suelos ya presentan unos elevados niveles de material orgánica. Al contrario, el lodo mejora los niveles de pH edáficos, potenciando la competencia pasto-arbolado y reduciendo el crecimiento de éste ultimo si lo comparamos con el abonado inorgánico mineral, en el que la elevada acidez del suelo, limita la producción de pasto, y es el árbol el que se ve favorecido. No obstante, el aporte de lodos de depuradora urbana en sistemas silvopastorales en zona de monte mejora el crecimiento del pasto y del arbolado en comparación con los tratamientos de no fertilización, debido a la escasa fertilidad edáfica de los mismos.

Agradecimientos A los autores nos gustaría agradecer el excelente trabajo desarrollado por los diferentes miembros del grupo de investigación de sistemas silvopastorales: Divina Vázquez- Varela y Teresa Piñeiro-López, cuya contribución en las diferentes fases de campo y laboratorio permite desarrollar nuestros trabajos.

Bibliografía

Mombiela, F. (1983). El estudio sobre la fertilidad del suelo en Galicia. Apuntes históricos y problemática general de la investigación sobre la acidez y la falta de fósforo. I Xornadas de estudo sobor dos recursos da agricultura galega. Seminario dos estudos galegos. 4: 75-118.

Mosquera, A. (1992). Transformación de terrenos de monte gallegos en praderas permanentes. Dosis óptimas de cal para su implantación y mantenimiento. En: Cien años de investigación agraria. Consellería de Agricultura (Ed.). Xunta de Galicia. 375-382.

Mosquera, M.R. & González, A. (1997). Uso de nitrógeno y potasio para incrementar la producción y persistencia de trébol blanco. Pastos. 27, 2: 207-208.

Mosquera, M.R., González, A. & Rigueiro, A. (2004a). Fertilization with nitrogen and potassium on pastures in temperate areas. Journal of Range Management. 57: 280-290.

Mosquera-Losada, M.R., Fernández-Núñez, E., López-Díaz, M.L., Rois-Díaz, M. & Rigueiro-Rodríguez, A. (2004b). Pasture establishment response to fertilisation with different types of sewage sludge. Congress of the European Society of Agronomy, Córdoba.

Mosquera-Losada, M.R. & Rigueiro-Rodríguez, A. (2008). Efecto del empleo de diferentes dosis de lodo procedente de industria procesadora de algas como fertilizante en plantaciones de *Eucalyptus globulus* Labill. Boletín CIDEU, 3: 177-183.

Mosquera-Losada, M.R., Fernández-Núñez, E. & Rigueiro-Rodríguez, A. (2006). Pasture, Tree and Soil Evolution in Atlantic European Silvopastoral Systems. Forest ecology and management. 232, Issues 1-3, 15.

Mosquera-Losada, M.R., González-Rodríguez, A. & Rigueiro-Rodríguez, A. (1999). Ecología y Manejo de Praderas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J., Romero-Franco, M.R., Santiago-Freijanes, J.J. & Rigueiro-Rodríguez A. (2008). Definitions and components of agroforestry practices in Europe. Advances in Agroforestry. 6 (in press).

Porta, J., Roquero, C. & López, M. (2003). Edafología para la agricultura y del medio ambiente. Mundi-Prensa, Madrid.

Rigueiro, A. & Mosquera, M.R. (2002). Los lodos de la depuradora urbana de Lugo y las praderas. Lucensia, 24, 12: 91-98.

Rigueiro-Rodríguez, A., Fernández-Núñez, E., González-Hernández, M.P., McAdam, J.H. & Mosquera-Losada, M.R. (2008). Agroforestry systems in Europe: productive, ecological and social perspectivas Advances in Agroforestry. 6 (in press).

Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R. & Gatica, E. (2000). Pasture production and tree growth in a young pine plantation fertilized with inorganic fertilizers and milk sewage in northwestern Spain. Agroforestry Systems. 48: 245-254.

Whitehead, D.C. (1995) Grassland nitrogen. CAB International, Wallingford.

Xunta de Galicia (2008). Código galego de boas prácticas agrarias. Disponible en: http://mediorural.xunta.es/agricultura/boas_practicas/codigobp.pdf [julio, 2008].

6 Filtros verdes y otras técnicas alternativas para el tratamiento de flujos contaminados

A. Núñez

Introducción

Los purines son subproductos o materiales residuales derivados de actividades ganaderas de los que cabe esperar efectos beneficiosos cuando se reutilizan sensatamente y bajo criterios adecuados, debido principalmente a su potencial fertilizante en el ámbito agrario.

Pero del mismo modo son materiales que es necesario manejar con cierta prudencia y con fundamento para evitar episodios de contaminación por sobredosificación o por arrastres de nutrientes y de potenciales contaminantes hacia masas de agua superficial o subterránea, o daños en el propio medio edáfico o incluso en animales que puedan ubicarse posteriormente en el área abonada.

Los filtros verdes (FV) -o franjas de terreno dotadas de vegetación, con emplazamiento y conformación adecuados para tratar flujos contaminados- supondrían una medida implantable en casos en que se pretenda defender a cursos de agua (principalmente superficiales) frente a arrastres, por escorrentías, de contaminantes o nutrientes procedentes de terrenos anexos sobre los que se aplicaron purines, o bien otros productos que puedan ser problemáticos. Vendría a ser esta una estrategia planteable para situaciones en que la contaminación se cataloga más bien como difusa o no puntual.

En otros casos, sin embargo, se formulan otras alternativas conceptual y metodológicamente muy distintas a los filtros verdes para reducir los riesgos de contaminación por purines. Entre ellas se encuentran los humedales construidos y las técnicas de lagunaje. Es necesario señalar que ambas están más relacionadas con el tratamiento de tipo concentrado o puntual de aguas residuales, o de fracciones de los purines (principalmente las líquidas) antes de su eventual aplicación sobre el terreno para cumplir función fertilizante (fin último este que no siempre se alcanzará cuando se utilizan estas alternativas de descontaminación, ya que con frecuencia culminan con vertido simple a un cauce receptor, después de lograr la descontaminación más o menos efectiva). Dadas tales particularidades, estas técnicas se encuadrarían en las alternativas ecotecnológicas de tratamiento de focos de contaminación puntual, más que en la defensa frente a efectos indeseables de la fertilización, por contaminación difusa, que habíamos señalado que caracterizaba a las franjas verdes filtrantes.

Los filtros verdes se vienen estudiando y utilizando en diferentes países, sobre todo desde la década de los 80 del siglo pasado, aunque ya existían trabajos y experiencias relevantes en la década de los 70, y algún antecedente en los años 60. En España y en Galicia es también la década de los 80 la del impulso de estudios sobre el tema. En este artículo, con el fin que persigue, se mencionan solamente algunas publicaciones que se podrían manejar en nuestro ámbito. Al margen de ellas existen otras con mirada más particular y menos global, centradas en cuestiones puntuales de investigaciones focalizadas, en las que aquí no nos adentraremos.

Respecto a los humedales construidos, la experiencia a nivel mundial también es amplia, pero principalmente como técnica conducente a la reducción de los niveles de contaminación de líquidos residuales, muchas veces derivados de sistemas canalizados de saneamiento. En España y en Galicia su implantación es más bien escasa, aunque existen experiencias exitosas. A nivel conceptual y

Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Escola Politécnica Superior. Campus universitario, 27002 Lugo. Universidade de Santiago de Compostela. E-mail: avelino.nunez@usc.es, Tfno: 982 823140, Fax: 982 285926

de diseño se ha realizado en nuestro ámbito alguna publicación de ánimo generalizador, que es lo que tendremos más presente dado el enfoque de este texto.

Teniendo en cuenta unas referencias básicas que se indicarán, y que supondrán el sustento esencial de la información que se desea manejar aquí, se van a tratar a continuación algunos conceptos ligados a esta temática.

Los filtros verdes

Definiciones

Tal como se recogía en algunas publicaciones años atrás (p.e. Núñez et al. 1995; Núñez et al. 1998), el Departamento de Agricultura Americano (USDA) considera que los filtros verdes son bandas o áreas de vegetación diseñadas para eliminar sedimentos, materiales orgánicos, nutrientes, agroquímicos y bacterias, de las escorrentías y aguas residuales.

También se definen como bandas de vegetación implantadas o autóctonas, situadas entre las fuentes de contaminación y los cursos de agua a proteger, que se utilizan para eliminar sólidos y otros contaminantes de las escorrentías.

Como contrapunto, lo que indica al respecto RESA (2000) es lo siguiente: a) el filtro verde es una técnica basada en verter efluentes en el suelo y de forma controlada; b) los filtros verdes actúan de sistema de tratamiento biológico sobre un efluente tratado que no puede ser vertido a cauce público; c) se ha de vigilar el contenido de nitrógeno que lleve este agua ya que los excesos pueden provocar contaminaciones de las capas freáticas por presencia de nitratos.

Campos de aplicación

- Protección de cauces de agua amenazados por el arrastre de contaminantes procedentes de fuentes difusas (sobre todo agrícolas y ganaderas) y vehículados por medio de escorrentías.

- Atenuación de la contaminación presente en las aguas residuales domésticas.

Cuándo se empezaron a estudiar

Un impulso esencial fueron las disposiciones “Federal Water Pollution Control Act Amendments” de 1972, Ley Pública 92-500, de EEUU (ver más detalles p. e. en Nuñez et al. 1998).

Por su parte la agencia americana USEPA propone ya de manera clásica el uso de las prácticas idóneas (BMP), entre las que se incluyen los FV, para reducir la erosión y la contaminación difusa sin ir en contra de los principios productivos.

Condicionantes económicos

Aprovechando la amplia experiencia americana tengamos presente que, según distintos autores, tanto la “Clean Water Act” de 1972 como la Sección 319 de las “Clean Water Act Amendments” de 1987 han sido más bien inefectivas, debido al poco entusiasmo de los estados (de EEUU) para poner en marcha las reglamentaciones referentes al uso del suelo necesarias para controlar la contaminación difusa y para aumentar el grado de adhesión de los agricultores a los programas de conservación.

Otros investigadores señalan que, incluso para los propietarios de tierras con clara inclinación hacia la protección medioambiental, las decisiones sobre implantación o no de filtros verdes se ven condicionadas por las cuestiones económicas.

Mecanismos de atenuación de la contaminación en los FV

1- En la interfaz Banda contaminada/Banda atenuadora se produce un proceso superficial de detención de sedimentos y de los contaminantes ligados a ellos, debido a la vegetación. Los primeros metros del filtro son los más efectivos. También son más efectivos los filtros en los que el flujo superficial discurre en lámina (“overland flow”) que aquellos en que se produce flujo canalizado.

2- La disminución de la velocidad de flujo de la escorrentía superficial, debido al contacto con los vegetales de las bandas atenuadoras, además de facilitar la decantación de sólidos en suspensión y coloides favorece la infiltración de los líquidos en el suelo.

3- Las escorrentías que circulan en superficie distribuyen espacialmente una parte de los contaminantes y nutrientes, facilitando en ocasiones el contacto con agentes atmosféricos de efectos positivos: por ejemplo, a) se puede ver favorecida la volatilización del amonio, b) la sucesión de humectación y secado estimulará la nitrificación y a continuación la desnitrificación a N_2, c) la radiación solar contribuye a la inactivación de microorganismos patógenos y a la descomposición de sustancias químicas como los pesticidas.

4- Los líquidos que penetran en el suelo pueden experimentar procesos depurativos o de atenuación o de retención (intercambio iónico, adsorción, precipitación, filtrado de bacterias, ...).

5- Los vegetales implantados incorporan parte de los nutrientes transportados por la escorrentía e infiltrados en el suelo.

6- Los microorganismos saprofitos compiten activamente contra los espúreos y además intervienen en la biodegradación de la materia orgánica y de las sustancias químicas susceptibles de sufrir tales procesos.

Diseño de filtros verdes

Como punto de partida se puede tomar nuevamente la información expuesta en Núñez et al. (1995) y en Núñez et al. (1998), además de las citas que allí se recogen.

A un nivel relativamente avanzado, es recomendable un programa informático enfocado al diseño de FV, que se ilustra y distribuye en una página web de Muñoz-Carpena (2006) de la que se da la referencia en la bibliografía.

Ejemplos de FV

Existen ciertas páginas web en las que se presenta información sobre implantación de filtros verdes, algunos de ellos en Galicia: véase por ejemplo las que se refieren en la bibliografía correspondientes a la Diputación Provincial de Lugo (2004, 2005) e INLUDES (2005).

Una referencia de página web adicional relacionada con el tema corresponde a la de USDA (2007), de la que también se da cuenta en la bibliografía.

Humedales construidos

Para esta cuestión tomamos como referencias de base un manual de Cooper et al. (1996) y un trabajo de Núñez (2001), teniendo presentes además las propias citas bibliográficas que se recogen en dichas publicaciones.

Partiendo de tales referencias veamos una definición de humedales construidos: serían sistemas de depuración de aguas residuales construidos con el fin de reproducir los procesos que tienen lugar cuando se da el contacto de aguas contaminadas con humedales naturales.

Se ha observado que en tales sistemas se experimenta eliminación de materia orgánica, oxidación de amonio, reducción de los niveles de nitratos y eliminación de fósforo.

Los mecanismos de actuación son complejos e implican oxidación bacteriana, filtración, sedimentación y precipitación química.

Evidentemente, la ventaja de que se trate de sistemas construidos estriba en la posibilidad de implantarlos en lugares que inicialmente no reúnen las condiciones necesarias para su conformación espontánea, y por otro lado se pueden preservar los humedales naturales que entrañen valores ecológicos no compatibles con la recepción de efluentes contaminantes.

Algunas ventajas genéricas adicionales de los humedales artificiales son las siguientes:

- bajos costes de construcción y de operación;

- permiten la depuración de flujos muy pequeños que no han sufrido tratamiento previo (viviendas individuales, campings, hoteles aislados, etc.);

- se perciben como sistemas naturales, se adaptan bien al paisaje rural y proporcionan un hábitat apropiado para la fauna salvaje;

- como sistemas terciarios dan lugar a una mejora en la eficacia depuradora de las plantas de tratamiento convencionales;

- son una alternativa para el tratamiento de los flujos derivados de tormentas en pequeñas poblaciones;

- y además normalmente pueden construirse con materiales locales.

Dentro de los humedales artificiales, los constituidos por sistemas de flujo subsuperficial se han mostrado como los más efectivos.

La única excepción le afecta a los sistemas de tratamiento de las escorrentías procedentes de carreteras o autopistas, que se tratan igualmente por medio de sistemas de flujo superficial.

Los tipos de sistemas más frecuentemente empleados (ver esquemas por ejemplo en Cooper et al. 1996) son los que se indican a continuación:

Sistemas de flujo horizontal. En ellos el agua residual llega a un dispositivo distribuidor de líquidos y fluye lentamente a través del humedal (que normalmente es un lecho sobre el que se asientan cañas, como *Phragmites australis* o *Tipha angustifolia*) siguiendo una trayectoria horizontal hasta alcanzar la zona de salida, abandonando el sistema por medio de un dispositivo de control del nivel hidráulico. Durante su paso por el lecho, el agua residual contacta con una serie de zonas aeróbicas y con otras anaeróbicas. Las primeras se encuentran alrededor de las raíces y rizomas de los vegetales. El macrófito libera oxígeno a través de sus rizomas, favoreciendo el crecimiento de la población bacteriana en la rizosfera. Al igual que en los sistemas de tratamiento convencionales, la depuración por bacterias en los humedales se logra por la oxidación de la materia orgánica debida a microorganismos heterótrofos, la oxidación de amonio a nitratos y nitritos por parte de nitrificadores autótrofos, y la descomposición de los nitratos en nitritos y nitrógeno gas por medio de heterótrofos bajo condiciones anaeróbicas.

Los sistemas de flujo horizontal tienden a presentar limitaciones en cuanto al oxígeno, ya que las cañas no pueden aportarlo a la velocidad requerida por la carga hidráulica contaminante, de tal manera que es difícil que sean capaces de dar lugar a altos niveles de nitrificación. Por este motivo, en los últimos años se ha incrementado el interés por los sistemas de flujo vertical, que proporcionan un mejor intercambio de oxígeno y permiten una nitrificación más completa.

Sistemas de flujo vertical. Estos sistemas reciben las aguas residuales intermitentemente, inundando la superficie del

lecho en el momento de la aplicación. A continuación se va produciendo la percolación libre y gradual del líquido, lo que permite que el aire se incorpore fácilmente a los poros del lecho. La siguiente dosis de agua residual atrapa este aire y esto, junto con la aireación debida a la rápida aplicación de líquido sobre la superficie, conduce a una buena transferencia de oxígeno y facilita la nitrificación. Finalmente el líquido será recogido por medio de un sistema de drenaje situado en la base del humedal.

Los sistemas de flujo vertical son muy similares a un filtro biológico rústico. Son menos efectivos para la eliminación de los sólidos en suspensión, y en muchos casos deberán ir seguidos de un lecho de flujo horizontal como parte de un sistema multicomponentes.

Algunas páginas web adicionales sobre el tema (de las que se dan referencias en la bibliografía) son las correspondientes a Humboldt Water Resources (1999), Lara (2000), USEPA (2000), CSIC (2004) e Informe Layman (2005).

Lagunaje

Según RESA (2000) el lagunaje se basa en dejar el efluente resultante de un tratamiento físico-químico y/o biológico durante un largo período de tiempo (entre 60 y 120 días) en balsas donde se puede realizar un cultivo de macrófitos o algas.

El agua resultante puede ser vertida, previa autorización, a cauce, o puede ser empleada para regar cultivos.

El principal inconveniente del lagunaje es el de las elevadas necesidades de superficie que requiere.

Se pueden encontrar más datos sobre lagunaje aplicado a los purines por ejemplo en webs como Agència de Residus de Catalunya (2003).

Bibliografía

Agència de Residus de Catalunya (2003). Disponible en: http://www.arc-cat.net/es/agencia/publicacions/purins.html

Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B. & Shutes, R.B.E. (1996). Reed beds and Constructed Wetland for Wastewater Treatment. WRc. Swindon, Wiltshire.

CSIC (2004). Disponible en: http://www.dicat.csic.es/humedal-esp.pdf

Diputación Provincial de Lugo (2004). Disponible en: http://www.diputacionlugo.org/noticias/noticias_ampliada.php?showid=34

Diputación Provincial de Lugo (2005). Disponible en: http://www.diputacionlugo.org/noticias/noticias_ampliada.php?showid=57

Humboldt Water Resources (1999). Disponible en: http://www.humboldt1.com/~water/main_pages/spanish_faq.htm

Informe Layman (2005). Disponible en: http://www.macrophytes.info/documentacion/Informe%20Laymann_esp.pdf

INLUDES (2005). Disponible en: http://life.terrasdomino.org/conservagestion.html#

Lara, J.A. (2000). Disponible en: http://www.geocities.com/jalarab/

Muñoz-Carpena (2006). Disponible en: http://carpena.ifas.ufl.edu/vfsmod/

Núñez, A., Díaz-Fierros F. & López E. (1995). Vegetated filter strips for wastewater purification: a review. *Bioresource Technology*. 51: 13- 22.

Núñez, A., Díaz-Fierros F. & López E. (1998). Consideraciones sobre el diseño de filtros verdes. *Revista Real Academia Galega de Ciencias.* XVII: 69-88.

Núñez, A. (2001). Los humedales artificiales como sistema de tratamiento de aguas residuales. Bases generales y ejemplos. *Revista Real Academia Galega de Ciencias.* XX: 57-71.

RESA (2000). Disponible en: http://www.resa-bcn.com/doc/TratamientoPurines.pdf

USDA (2007). Disponible en: http://www.unl.edu/nac/riparianforestbuffers.htm

USEPA (2000). Disponible en: http://www.epa.gov/owm/mtb/cs_00_024.pdf

7 Utilización de residuos orgánicos para la restauración de zonas degradadas por extracción de pizarra

E. Álvarez-Rodríguez · M.J. Fernández-Sanjurjo · N. Rey

Las explotaciones de pizarras en Galicia

La minería de Galicia se mantiene en una tendencia estable durante los últimos años, en los que el gran desarrollo de la producción de piedra natural compensó la desaparición de la minería metálica y la disminución de la energética. En este sentido, el futuro de la minería gallega parece que pasa por el subsector de la piedra natural. Galicia es la segunda Comunidad Autónoma española por su producción y la primera exportadora. Las exportaciones experimentan un crecimiento continuo. En los últimos siete años el valor de las exportaciones de pizarra (prácticamente toda pizarra elaborada) aumentó en un 240% y las de granito el 12% para el bruto y el 280% para el elaborado. Destaca especialmente el incremento de la comercialización de productos elaborados por su mayor valor añadido.

Las principales zonas productoras de pizarra en Galicia son la comarca de Valdeorras (Ourense), donde se localiza la mayor concentración de explotaciones y empresas; la comarca de Quiroga (Lugo), segundo núcleo productor; la comarca de Ortigueira (A Coruña); la comarca de Mondoñedo (Lugo); la comarca de Fonsagrada (Lugo).

En el proceso productivo se originan una serie de materiales de distinto tamaño, desde grandes lajas hasta residuos tamaño arcilla, estos últimos se originan en los procesos de cortado y labrado de la pizarra.

El movimiento de grandes volúmenes de materiales y la creación de huecos y escombreras de grandes dimensiones durante los procesos de minería superficial conlleva inevitablemente impactos sobre el medio ambiente, cuya intensidad depende de la morfología del yacimiento y de los valores naturales del entorno, aunque con frecuencia se consideran graves e incluso irreversibles. Las alteraciones de mayor magnitud se producen sobre el agua, el suelo, los equilibrios geoquímicos, la vegetación, la fauna, y, consecuentemente, sobre el paisaje. Se puede producir, además, un deterioro de la calidad del aire, por el aumento del polvo en suspensión, y del ambiente sonoro, por la incidencia de ruidos generados en diversas operaciones de explotación.

Factores limitantes para el establecimiento vegetal en escombreras de mina

Los factores que limitan la revegetación dependen del sistema de explotación y reconstrucción del suelo de mina, la topografía final resultante, las características de los estériles, etc., de forma que las limitaciones al establecimiento vegetal y la importancia relativa de cada una de ellas son específicas de cada lugar y pueden cubrir un amplio rango de posibilidades. Los limitantes al establecimiento vegetal, han sido ampliamente investigados en escombreras de distintos orígenes. Estos estudios han demostrado que los estériles de minería de pizarra están entre los sustratos más difíciles de revegetar (Kent 1982). En la Tabla 1 se resumen las principales limitaciones encontradas para la recuperación de suelos afectados por la minería en Galicia (Quintás 1997).

Algunas de las limitaciones más frecuentes citadas en escombreras de minería de pizarra, generadas sin la consideración previa de un plan de restauración, son los limitantes de tipo físico que se plantean como uno de los problemas más difíciles de solucionar, así como una de las primeras actuaciones que es necesario realizar para proporcionar a la vegetación un medio adecuado en el que se pueda desarrollar.

Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Escola Politécnica Superior. Campus univesitario, 27002 Lugo . Universidade de Santiago de Compostela. E-mail: mf.sanjurjo@usc.es, Tfno: 982 823141, Fax: 982 285926

Limitación	Serpentinas	Gabros	Anfibolitas	Esquistos	Granitos	Arcillas
Pedregosidad	Sí	A veces	A veces	A veces	Sí	No
Textura	No	No	No	No	Sí	Sí
Acidez	No	No	A veces	A veces	No	No
CICe	No	A veces	A veces	Sí	Sí	No
Cárácter álico	No	A veces	A veces	A veces	Sí	A veces
Carbono	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
Fósforo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
Nitrógeno	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
Deseq. Ca/Mg	Sí	No	A veces	A veces	Sí	Sí
Metales pesados	Sí	A veces	A veces	No	No	No

Tabla 1.- Principales limitaciones encontradas para la recuperación de escombreras de mina en Galicia (Quintás 1997)

A continuación se indican los problemas físicos más importantes en estos medios degradados:

Inestabilidad física del sustrato

La inestabilidad física creada por deslizamientos o procesos erosivos limita seriamente la germinación y el establecimiento vegetal. Los riesgos de erosión aumentan con la pendiente y disminuyen con la capacidad de infiltración del sustrato. Cuando la infiltración es inferior a la precipitación se pueden producir deslizamientos y procesos de erosión laminar que impiden el establecimiento vegetal.

Baja disponibilidad hídrica

El déficit de agua disponible para la vegetación es un problema dominante en todos los estériles de mina. La disponibilidad hídrica depende de la cantidad de agua retenida por unidad de volumen de suelo y de la profundidad efectiva de enraizamiento. Por tanto, los factores del suelo más importantes que influyen en la disponibilidad hídrica son la textura y materia orgánica, por su influencia en la capacidad de retención de agua del sustrato; pendiente y tasa de infiltración; densidad del suelo y presencia de capas endurecidas, por su influencia en la penetración radicular y en la infiltración; orientación de la pendiente y latitud, de las que depende la intensidad solar.

La capacidad de retención de agua es tanto más baja cuanto más gruesa es la textura y menor el contenido en materia orgánica. Muchas minas presentan frecuentemente elevadas pendientes, alta intensidad solar (exposiciones Sur y Suroeste) y bajas tasas de infiltración, por lo que el déficit hídrico es muy elevado. Por otra parte, el exceso de agua también puede llegar a ser un problema. El exceso de materiales finos y el drenaje impedido pueden crear condiciones de encharcamiento superficial en épocas húmedas y el resquebrajamiento en épocas secas, por lo que el establecimiento vegetal puede llegar a ser muy difícil (Kent 1982).

Compactación y ausencia de estructura

La remodelación del terreno exige normalmente el empleo de maquinaria pesada que contribuye de manera decisiva a la compactación del terreno. Un suelo natural con condiciones de humedad de capacidad de campo puede oponerse a la compactación porque normalmente presentará una estructura bien desarrollada. Por el contrario, la falta de estructura de los estériles hace que puedan llegar a ser compactados, incluso, a bajos contenidos de humedad. Esta compactación es necesaria para la creación de estructuras estables, sin embargo, provoca un efecto adverso sobre el crecimiento vegetal, ya que, como consecuencia, se producen reducciones en la porosidad del suelo, la infiltración del agua, la tasa de difusión iónica, intercambio gaseoso y penetración radicular (Warncke & Barber 1971). Una excesiva compactación cerca de la superficie ha sido identificada como el principal factor limitante para la revegetación de muchos suelos de mina. En un amplio estudio de superficies mineras en USA se han dado valores de densidad del suelo entre 1,2 y 2,0 g cm^{-3} (Vogel 1975). Normalmente, el crecimiento radicular está limitado cuando la densidad del suelo es superior a 1,3 g cm^{-3} en suelos de texturas arcillosas, mientras que en suelos de texturas arenosas estaría limitado a densidades superiores a 1,6 g cm^{-3}. La adición de materia orgánica y la implantación de herbáceas, y otras plantas, mejora la agregación y ayuda a la formación de estructura.

Pedregosidad

La pedregosidad definida como porcentaje en peso seco de la fracción mayor de 2 mm, incluyendo gravas y fragmentos de roca, depende en los suelos de mina del tipo de roca y de la técnica de explotación.

Los factores que influyen en el contenido en gravas van a ser los procesos de extracción del material, machaqueo, trituración, selección y distribución espacial de los estériles. Los contenidos más elevados de gravas se encuentran en escombreras derivadas de rocas ultrabásicas y pizarras presentando, generalmente, valores superiores al 70% y los

menores contenidos se obtienen en escombreras de arcillas con porcentajes inferiores al 50% (Quintás 1997). Ashby et al. (1984) en suelos de mina de Estados Unidos obtuvo valores que, en ningún caso, superan el 60% de pedregosidad y Quintás (1997) obtuvo valores del orden del 80% en escombreras de cuarzo, anfibolitas, y calizas en Galicia.

La presencia de gravas reduce la capacidad de retención de agua útil, la disminución del volumen de enraizamiento y la disponibilidad de nutrientes, y provoca un drenaje excesivo e inestabilidad superficial. Sin embargo, la cantidad de agua disponible en la fracción superior de 2 mm de algunos materiales podría jugar un importante papel en suelos muy pedregosos, por ejemplo, los fragmentos de pizarra, debido al gran número de poros de pequeño tamaño, pueden tener retenciones de agua entorno a un 6% en peso para la fracción comprendida entre 20 y 35 mm, y un 13% en peso para fracciones comprendidas entre 2 y 5 mm (Hanson & Blevins 1979). En fragmentos de pizarra se citan valores del 6,87% y en fragmentos de areniscas del 2,82%.

En la última década se han realizado varias investigaciones acerca del contenido en elementos nutritivos en la fracción mayor de 2 mm (Ugolini et al. 1996; Fernández Sanjurjo 1999, 2000; Corti et al. 2002). Estos estudios señalan que la fracción gruesa de varios tipos de suelo presenta un contenido en nutrientes equiparable, y en algunos casos, superior a la tierra fina. Ashby et al. (1984) encuentran en suelos de mina cantidades apreciables de nutrientes en la fracción comprendida entre 2 y 6,4 mm.

En cuanto a los factores químicos limitantes del establecimiento vegetal en escombreras de mina se asocian, normalmente, a la deficiencia nutritiva, exceso de acidez y toxicidad.

Limitaciones nutritivas

La deficiencia de uno o más de los nutrientes esenciales para la vegetación, especialmente de los macronutrientes, es una limitación común al establecimiento y desarrollo vegetal en estériles de minas. El grado de limitación dependerá de los requisitos particulares de cada planta.

Durante el proceso minero se produce una alteración de los ciclos biogeoquímicos y con ello se interrumpe el suministro activo de nutrientes a la vegetación. En las escombreras de mina, el *pool activo* de nutrientes, la materia orgánica y organismos asociados a los ciclos nutritivos están completamente ausentes, al menos durante la primera década del apilamiento (Kent 1982). Entonces el *pool de reserva* (material original) juega el papel principal en la provisión de nutrientes en las primeras fases del establecimiento vegetal, por lo que, la rápida liberación de nutrientes esenciales es crítica, y sólo la presencia de minerales fácilmente alterables puede suministrar los niveles requeridos. Una posible fuente alternativa de nutrientes para el crecimiento vegetal en las primeras fases del establecimiento es la precipitación y deposición seca. Sin embargo, algunos estudios sobre el aporte nutritivo del agua de lluvia han mostrado que los niveles eran demasiado bajos para cubrir las exigencias nutritivas vegetales y compensar el lixiviado en el suelo.

Como consecuencia de la destrucción de la vegetación y de las capas orgánicas de los suelos naturales durante el proceso minero, se destruye el flujo del N a través del sistema suelo-planta-microorganismos y normalmente se necesitarán períodos de tiempo muy largos, del orden de décadas a cientos de años, para que las zonas alteradas puedan acumular N de forma natural y evolucionar hacia un estado estable (Reeder & Sabey 1987). La deficiencia de N creada por esta alteración es la principal limitación nutritiva al establecimiento vegetal y a su mantenimieto a largo plazo en los suelos de mina y ha sido señalada por un gran número de autores (Vogel 1975; Mays & Bengston 1978; Hons & Hossner 1980; Reeder & Sabey 1987; Quintás & Macías 1992; entre otros). El aporte de nitrógeno por parte del estéril es prácticamente nulo (Reeder & Berg 1977; Woodmansee et al. 1978). Además, dada su escasez, el nitrógeno es inmovilizado por los microorganismos y absorbido por la vegetación en la fase de establecimiento sin cederlo al medio, con lo que baja su biodisponibilidad. Estas deficiencias limitan el establecimiento de la vegetación y pueden afectar a la estabilidad de la misma a largo plazo, ya que restringen la productividad, impidiendo el desarrollo de la cubierta vegetal necesaria para prevenir la erosión (Woodmansee et al. 1978). Por tanto, la principal fuente de N disponible para posibilitar un rápido establecimiento de la vegetación sobre estériles de mina debe proceder del suministro de fertilizantes nitrogenados o enmiendas. También la implantación de especies fijadoras de nitrógeno parece otra manera eficiente de resolver estas deficiencias a largo plazo.

Otra alternativa posible, sería la utilización de la capa superficial del suelo para las superficies finales a recuperar, ya que, ofrece una serie de ventajas, como unas mejores condiciones físicas y químicas para el establecimiento de la vegetación, aporta materia orgánica como fuente de nitrógeno mineralizable y sirve como inóculo de microoganismos (Woodsmansee et al. 1978; Bradshaw 1989). Para algunos autores (Bradshaw 1989), las dificultades y el coste que suponen la retirada y almacenamiento del suelo estaría justificado únicamente en el caso de pretender una recuperación con fines agrícolas, para la cual son necesarios materiales de altas cualidades físicas y químicas.

La deficiencia de fósforo es, junto que con el nitrógeno, la otra limitación nutritiva más comúnmente citada en estériles de minería (Mays & Bengtson 1978), ya que, el contenido de este elemento en materiales geológicos, aunque variable, suele ser escaso y puede estar fijado por óxidos de hierro y aluminio y presentarse en formas no asimilables (Howard et al. 1988). Estos autores señalan las acusadas deficiencias en fósforo en suelos de mina jóvenes, en los que

abunda la goethita, debido a que a medida que progresa la alteración, la fragmentación de la roca reduce el tamaño de la partícula de los óxidos de hierro, incrementando su reactividad y agravando los problemas de fijación. Niveles muy bajos de fósforo pueden afectar a la fijación biológica dificultando, sobre todo, el establecimiento de leguminosas, que tienen unas demandas de este nutriente superiores a las de las gramíneas (Mays & Bengtson 1978).

Por tanto, normalmente es necesaria una adición externa de este elemento para permitir el establecimiento vegetal que debe ir acompañado de un aporte de nitrógeno, pues la asimilación de uno se ve frenado por la deficiencia del otro (Reeder & McGinnies 1989).

El K no suele actuar como limitante, ya que, se han medido niveles elevados en escombreras en relación a los encontrados en suelos naturales del entorno (Hower et al. 1992) y la mayoría de los suelos de mina contienen cantidades adecuadas para la revegetación (Mays y Bengtson, 1978).

Ca y Mg serán deficitarios en estériles muy ácidos y han sido identificados como limitantes nutritivos en algunos suelos de mina (Mays & Bengstson 1978) pero no suelen presentar un problema porque son elementos que se pueden añadir fácilmente.

Acidez/alcalinidad

Mientras que la mayoría de las plantas crecen de forma óptima en el rango de pH entre 5,5 y 7,5 (Mays & Bengston 1978), los suelos de mina suelen presentar un pH excesivamente alto o excesivamente bajo. Por ejemplo, en un amplio estudio de una gran variedad de escombreras de diversas explotaciones mineras de Galicia el rango de pH del suelo variaba entre 3,2 y 9,0 (Quintás & Macías 1992).

Los problemas originados por el exceso de alcalinidad derivan principalmente de la escasa disponibilidad de algunos nutrientes esenciales como Fe, Mn, B, P, Cu y Zn y un exceso de otros como Mg y Ca.

Una elevada acidez en el suelo, es en sí misma tóxica para la vegetación, pero antes de que esto ocurra otros efectos secundarios derivados de la acidificación pueden ser los limitantes, como la disminución de la disponibilidad de macronutrientes o el aumento de la solubilidad de Al y metales pesados a niveles tóxicos para la vegetación.

Toxicidades

Los problemas de toxicidad en escombreras se deben principalmente a la presencia de elevadas concentraciones metálicas en disolución, como resultado de un exceso de acidez. Las toxicidades más comunes en suelos naturales ácidos ($pH < 4,5$) se deben principalmente al Al y Mn (Monterroso et al. 1993). Condiciones similares pueden ocurrir en escombreras bajo esas condiciones.

Posibilidades de restauración

En el 2003 la Xunta de Galicia y el Ministerio de Medio Ambiente firmaron un protocolo de colaboración para el desarrollo de actuaciones de restauración hidrológico-forestal en las zonas afectadas por las explotaciones de pizarras.

Una de las actuaciones que es necesario realizar es la recuperación de las escombreras de estériles, intentando fijar este material heterogéneo e inestable. Para ello, se debe crear una cubierta vegetal que impida la erosión y promueva la formación de un “suelo “.

La definición del término restauración, en sentido estricto, implica que las condiciones exactas anteriores serán reproducidas después de que la explotación concluya. Dado que muchos valores están perdidos o alterados irreversiblemente, la restauración completa prácticamente es imposible (Box 1978). Por tanto, resultaría más adecuado el término recuperación o rehabilitación en sustitución del de restauración.

La recuperación implica que el lugar sea habitable por organismos originalmente presentes en el área, en composición y densidad, aproximadamente igual, después de que el proceso haya sido completado. También se acepta que el lugar se haga habitable para otros organismos cercanos a los originales, es decir, que ocupen el mismo nicho ecológico.

La rehabilitación supone que el área alterada consiga finalmente una forma y productividad de acuerdo con un plan de usos, elaborado previamente y concordante con los valores estéticos del área circundante, lo que permite un uso de la tierra diferente al anterior a la explotación minera. La rehabilitación sugiere que los posibles usos de la tierra hayan sido examinados y el potencial para conseguir cada uno de ellos haya sido evaluado, así como el uso elegido sea ecológicamente estable y con un alto valor para la sociedad (Box 1978).

En el contexto de la minería de superficie, el término de rehabilitación es más adecuado que el de restauración o recuperación, no obstante, el término de restauración es el recogido en la legislación.

El diseño y construcción de los suelos de mina es fundamental en las operaciones de restauración (Munshower & Judy 1989), ya que es la base para conseguir una revegetación adecuada y rápida. El reconocimiento de la importancia de la calidad del suelo de mina ha llevado a algunos autores a sugerir que el seguimiento de este recurso podría ser utilizado como una medida del éxito de la restauración.

Quintás (1997) propone una serie de medidas generales para la recuperación de canteras de pizarra entre las que se encuentran la adición de materiales a las escombreras, preferiblemente orgánicos que mejoren la fertilidad y proporcionen un sustrato para el enraizamiento de la vegetación.

Utilización de materiales orgánicos para mejorar las propiedades de los residuos finos de las pizarreras

La gran cantidad de residuos finos que se producen en las diferentes fases de obtención de la pizarra comercial, generan graves problemas medioambientales porque pueden llegar a alcanzar los cursos fluviales.

Dada la importancia del sector de la pizarra en Galicia y la ausencia casi total de labores de restauración en escombreras de pizarra, se presentan los resultados obtenidos en un ensayo reciente realizado en una escombrera de pizarras a la que se le añadieron distintos materiales orgánicos.

El objetivo del trabajo consistió en estudiar la posibilidad de valorizar los residuos finos generados en la extracción y el labrado de pizarras, utilizándolos como medio para el desarrollo vegetal, una vez enmendados con lodos de depuradora, matorral triturado, compost y fertilización NPK. La utilización de los residuos finos en la recuperación de estas escombreras podría suponer un logro importante, ya que hay una carencia total de sustrato para establecer las superficies finales. Además contribuiría a eliminar el problema ambiental generado por estos residuos finos.

Caracterización del residuo de pizarra

El residuo de pizarra utilizado presenta una textura franco-limosa (Tabla 2). Este residuo tiene un pH básico (7,52), que se encuentra en el extremo superior del rango de pH considerado óptimo para la mayoría de las plantas (5,5 y 7,5) (Mays & Bengston 1978). La conductividad eléctrica obtenida en un extracto acuoso 1:10 es baja, del orden de la que presentan los suelos naturales de Galicia. Estos residuos tienen un contenido muy bajo de materia orgánica (0,51%), de nitrógeno (0,02%) y de fósforo (0,49 mg Kg^{-1}), lo que llevó en este estudio a la aplicación de distintos materiales como aporte de los mismos (lodos de depuradora, matorral, compost, NPK). El contenido total de metales pesados del residuo de pizarra se encuentra muy por debajo del límite a partir del cual no se deben añadir lodos de depuradora según la legislación vigente.

Lodos de depuradora

El aporte de lodos de depuradora a los residuos finos de pizarra se plantea como una enmienda orgánica para mejorar las propiedades físicas, aportar nutrientes y favorecer el desarrollo de los organismos edáficos y de la vegetación. Los lodos dejan de ser un residuo en el momento en el que se les da un destino como enmendantes en la restauración de canteras o en la agricultura.

Las características de los lodos de depuradora (Tabla 3) lo hacen un material potencialmente conveniente para su aplicación en estériles de pizarra.

La utilización de los lodos de depuradora en la restauración de zonas afectadas por actividades extractivas amplía la posibilidad de reciclaje de estos residuos como un complemento de su aplicación agrícola (Korentajer 1991; Murillo 1989) o en sistemas silvopastorales (Rigueiro et al. 2000; Rigueiro et al. 2001). En la restauración de espacios degradados se pueden realizar aportes relativamente elevados de lodos de depuradora por unidad de superficie.

No existe una normativa específica que regule la aplicación de lodos, compost u otros residuos orgánicos en la restauración de explotaciones mineras. Tampoco son

Textura (%)						
Arcilla			Limo			Arena
22			65.7			11.8
Materia orgánica, cenizas, carbono y nitrógeno (%)						
M.O.		Cenizas	Carbono			Nitrógeno
0,51		99,49	0.29			0.02
Extracto acuoso (mg L^{-1})						
pH	C.E. (d S m^{-1})	Ca	Mg	Na		K
7,52	0,08	1,875	0,445	1,93		6,075
C I C (cmol(+)kg^{-1})					**Sulfatos y P Olsen (mg kg^{-1})**	
Ca	Mg	Na	K	Al	Sulfatos	Fósforo
6,39	10,54	0,28	0,96	0,002	50,90	0.49
Biodisponibles extraídos con Mehlich III (mg kg^{-1})						
Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	Pb
1080	764	591	457,5	1335	66	6,75
Cu	Zn	Cr	Cd	Ni	Co	
1,85	7,3	1,5	<	2,4	10	
Totales extraídos con HNO_3 (mg kg^{-1})						
Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	Pb
6245	9940	812,5	9020	42160	585	36
Cu	Zn	Cr	Cd	Ni	Co	
34,5	93,5	59,17	<	43,17	46	

Tabla 2.- Caracterización del residuo de pizarra

aplicables las directivas comunitarias o españolas sobre limitaciones en la utilización agrícola de lodos de depuradora ya que, en muchos casos, los usos finales de los terrenos de explotaciones mineras no son agrícolas, ni la finalidad es la de mantener o mejorar la fertilidad del suelo con aportaciones periódicas de lodos de depuradora. Al contrario, se pretende preparar un suelo o sustrato que permita, en una sola intervención, la recuperación de la vegetación de la zona, sin que se tengan que volver a aplicar lodos.

pH en agua	6,71
NO_3^- (mg kg^{-1})	3,83
NH_4^+ (mg kg^{-1})	2584
N %	3,5
P %	1,2
K (mg kg^{-1})	2536
Ca (mg kg^{-1})	16620
Mg (mg kg^{-1})	10165
Na (mg kg^{-1})	1491
Fe (mg kg^{-1})	17554
Mn (mg kg^{-1})	328
Zn (mg kg^{-1})	2636
Cu (mg kg^{-1})	312,8
Cd (mg kg^{-1})	4,5
Pb (mg kg^{-1})	275

Tabla 3.- Caracterización química del lodo de depuradora

Compost

En este ensayo se utilizó un compost elaborado con purín y tojo triturado (Tabla 4). Su adición al estéril puede mejorar la estructura y contribuir a reducir la erosión y a la absorción de agua y retención de nutrientes. Por tanto puede mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo. La materia orgánica favorece la estabilidad de los agregados del suelo, reduce la densidad aparente, aumenta la porosidad y permeabilidad, y aumenta su capacidad de retención de agua en el suelo. Se obtienen suelos más esponjosos y con mayor retención de agua. Aumenta también el contenido en macronutrientes N, P, K, y micronutrientes, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y es fuente y almacén de nutrientes para los cultivos. Además mejora la actividad biológica del suelo. Actúa como soporte y alimento de los microorganismos, ya que viven a expensas del humus y contribuyen a su mineralización.

pH	6,75
Humedad%	13,35
M.O.%	77,09
C%	44,82
N%	3,19
P (mg/Kg)	5260
K (mg/Kg)	12861
Mg (mg/Kg)	7140
Ca (mg/Kg)	5100
Relación C/N	14,02

Tabla 4.- Caracterización química del compost

Gil Sotres et al. (2000) en un ensayo con purín de vacuno para restaurar la escombrera de la mina de Meirama señalan una rápida adquisición de propiedades bioquímicas por los estériles tratados con purín ya que éste proporciona una comunidad microbiana activa, y un ambiente apropiado para esta comunidad, lo que favorece la colonización de la vegetación en el suelo recién creado. Esto lleva a considerar que las propiedades así adquiridas puedan ser más estables que cuando se usan fertilizantes inorgánicos en la recuperación.

Bosch et al. (2000), utilizaron purín de cerdo para la restauración de estériles de mina. Los mejores resultados los obtuvieron con las mayores dosis de purín (560 m^3 ha^{-1}) cuando lo añadían conjuntamente con paja. Esta mezcla provocaba una mejora de las propiedades físicas y químicas.

Matorral

Otra posibilidad para mejorar las condiciones físico-químicas de estos estériles de mina es la utilización de los restos de corta de matorral triturados. La adición de estos restos orgánicos mejoraría las propiedades físicas de estos suelos al favorecer su estructura, disminuir su densidad aparente y su compactación. Además estos restos serían un almacén de nutrientes, tal como el N y P, que se liberarían muy lentamente al progresar la mineralización de la materia orgánica. Esto, a largo plazo, favorecería la recuperación de los ciclos biogeoquímicos de estos estériles y la estabilización de la escombrera. Probablemente esta práctica sería más eficaz si se complementara con la adición de NPK como fuente rápida de nutrientes.

Diseño del ensayo

Se establecieron parcelas de ensayo en una zona de la escombrera de pizarra. Estas parcelas se formaron mezclando residuos de granulometría gruesa (2-4 mm) con residuos de granulometría fina (< 2 mm) en una proporción 3/1. Se procedió al uso de ese material como medio de crecimiento vegetal. A este residuo-mezcla se le añadieron cuatro tratamientos distintos consistentes en 20 t/ha de lodos de depuradora de aguas residuales; 20 t/ha de compost elaborado con tojo más purín; 20 t/ha de matorral triturado más 0,5 t/ha de fertilizante NPK (8:24:16).

Se instalaron cuatro parcelas para cada tratamiento y cuatro parcelas control, con una superficie de 16 m^2 cada una. Una vez preparadas las parcelas, se hizo una siembra a voleo en todas ellas de dos especies de gramíneas (*Dactylis glomerata* L.; *Lolium multiflorum* Lam) y una especie de leguminosas (*Trifolium repens* L.).

La recogida de muestras de material de escombrera se realizó en otoño, invierno y primavera, determinando en ellas pH, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, macro y micronutrientes y Al. Las especies pratenses se segaron en primavera y se determinó el peso seco total y el de cada una de las especies que componen

el pasto así como el contenido en macro y micronutrientes.

A continuación se resumen los principales resultados obtenidos en este ensayo.

pH en H_2O

En relación con los diferentes tratamientos, se observa que, en los tres muestreos, las parcelas que no recibieron tratamiento presentan un pH significativamente mayor que las parcelas que fueron tratadas (Fig. 1).

Asimismo, todos los tratamientos excepto el compost, presentan un pH significativamente mayor en el primer muestreo. En el tercer muestreo las parcelas tratadas con matorral+NPK, son las que presentan el pH más bajo (Fig.1). En cualquier caso, el pH en los tratamientos se mantiene siempre por encima de 7,5, y el descenso observado respecto al control y con el paso del tiempo produce en este caso condiciones más favorables para el desarrollo vegetal, pues el valor de pH cercano a 9 que se obtiene en las parcelas control, reduce la solubilidad de los micronutrientes y puede provocar la precipitación del P.

El descenso del pH de las parcelas que recibieron residuos orgánicos puede ser debido a procesos de nitrificación (Conyers et al. 1995; Paul et al. 2001; Debreczeni & Kismanyoky 2005) o a la producción del CO_2 debido a la mineralización de la materia orgánica, que da lugar a la producción de ácido carbónico.

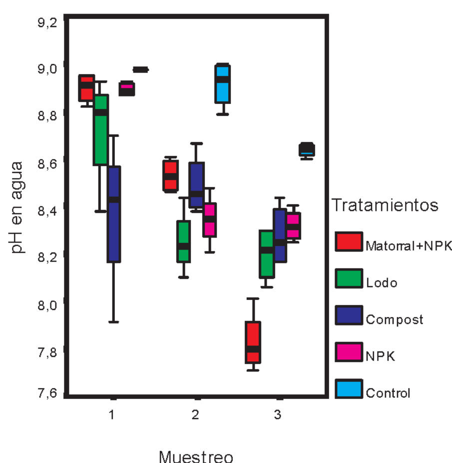


Figura 1.- Rango de pH en H_2O obtenidos a lo largo del ensayo para diferentes tratamientos

Carbono y nitrógeno

Las parcelas que presentan un mayor contenido en carbono orgánico son las que fueron tratadas con compost, seguidas de las que fueron tratadas con matorral+NPK y lodo, lo que coincide con los valores de pH más bajos obtenidos en aquellas parcelas debido a la mineralización de la materia orgánica. Las tratadas con NPK y las que no se le aplicó ningún tratamiento tienen valores menores de carbono orgánico, debido a que no recibieron enmiendas orgánicas (Fig. 2). En estas parcelas el rango de carbono obtenido es similar al encontrado en muestras de la escombrera de la mina Puentes (Monterroso et al. 1993), de la escombrera de la mina de Meirama (Leirós et al. 1989) y de otras escombreras de minas existentes en Galicia (Quintás 1997). En el resto de las parcelas los rangos existentes de carbono orgánico son muy inferiores al valor más frecuente obtenido en suelos naturales de Galicia (4,2-12,1%) (Calvo et al. 1992).

Los resultados obtenidos para el N son, en general, similares a los comentados para el C. Se observa que las parcelas tratadas con compost, seguidas de las tratadas con lodo, son las que presentan mayor contenido de nitrógeno en todos los muestreos (Fig. 2).

Aunque el valor del nitrógeno total no es indicativo de su disponibilidad Dancer et al. (1997) sugirieron que un contenido de 700 Kg de N por ha en el suelo es crítico para el establecimiento y mantenimiento vegetal, en áreas degradadas, lo que equivale a valores entre 0,058 y 0,044% de N en los 10 cm superficiales del suelo, suponiendo una densidad del suelo entre 1,2 y 1,6 g cm^{-3}, rango normal para los suelos de mina. Según esta referencia, las parcelas de este estudio presentan déficit en N, siendo las que contienen compost las que más se acercan a este rango. No obstante, como señalaron Skeffington & Bradshaw (1981), para el mantenimiento de la vegetación a largo plazo es necesario conseguir en el residuo una cierta reserva de nitrógeno orgánico y una tasa adecuada de amonificación y nitrificación. Esto supone que hasta que esa reserva orgánica se consiga se debe potenciar la descomposición de los restos vegetales *in situ* y la mejora de las condiciones superficiales para conseguir una cobertura total del suelo.

Amonio y nitrato

Las parcelas tratadas con lodo de depuradora presentan valores de amonio mucho más elevados que el resto de los tratamientos. El brusco descenso del contenido de NH_4^+ en el tratamiento con lodo puede ser debido a varias causas, entre ellas, a que este residuo orgánico se mineraliza muy rápidamente, es decir, está compuesto por materia orgánica fácilmente mineralizable o que el proceso de nitrificación esté muy favorecido, de modo que el amonio pasa rápidamente a nitrato. Las cantidades adecuadas de nitrógeno en forma de amonio oscilan entre 25 y 50 mg/kg (López Ritas & López Melida 1990). Por tanto, las parcelas que no recibieron residuos orgánicos (tratadas con NPK y control) tienen valores bajos de amonio y las tratadas con lodo presentan contenidos elevados de amonio (Fig. 3).

Con el nitrato ocurre algo similar a lo señalado para el amonio. En el primer muestreo los valores son muy superiores en las parcelas tratadas con lodo, presentando un descenso en los otros dos muestreos, hasta igualarse con el resto de los tratamientos en el tercer muestreo (Fig. 3). El descenso del nitrato a lo largo del tiempo puede relacionarse con un agotamiento de la materia orgánica más

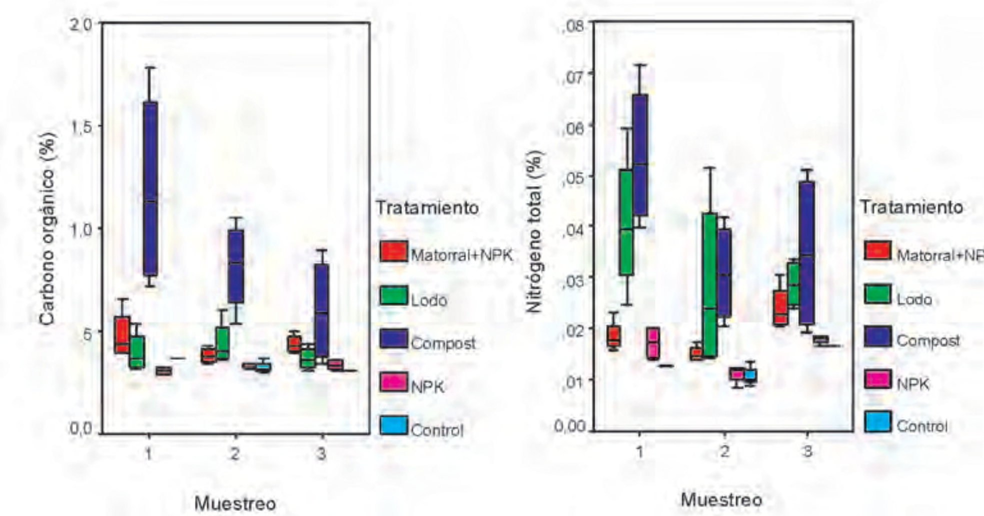


Figura 2.- Rango de valores de carbono orgánico y nitrógeno total obtenidos a lo largo del ensayo para distintos tratamientos

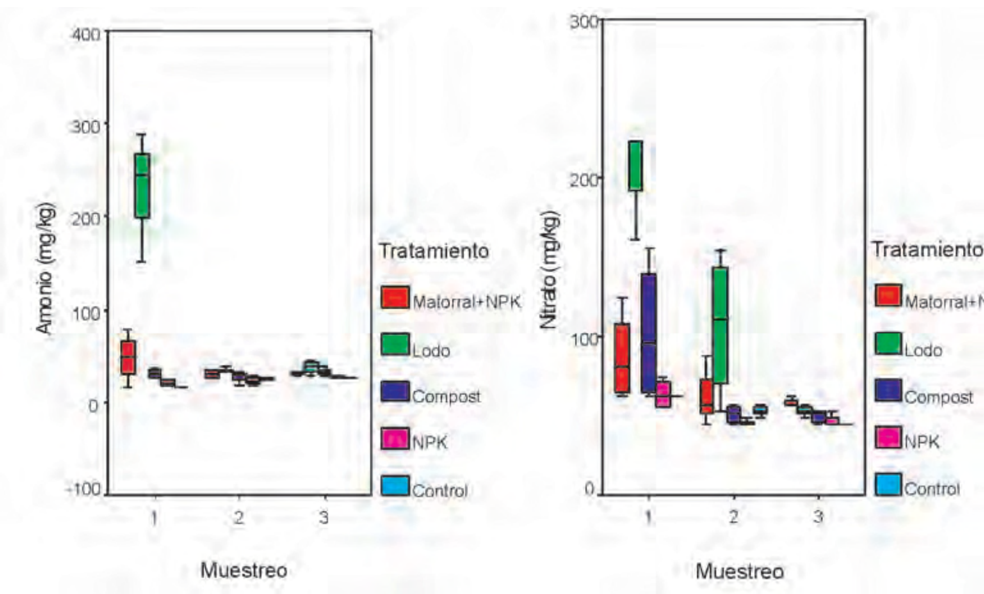


Figura 3.- Valores de amonio y nitrato obtenidos a lo largo del tiempo para los distintos tratamientos

fácilmente mineralizable, con la toma del mismo por las plantas, con la inmovilización microbiana o con procesos de lavado.

Fósforo

En las parcelas tratadas con matorral+NPK y en las control, se obtiene el modificador p (concentración de fósforo <5 ppm) de Buol et al. (1975) de bajo contenido en fósforo. Estos resultados están de acuerdo con los datos obtenidos en otras escombreras de mina de Galicia, donde se presenta el modificador p de Buol en el 90% de las muestras (Quintás 1997). En cambio, en las parcelas que recibieron compost y en las que se aplicó lodo se observan valores normales de fósforo (Fig. 4), como consecuencia de la mineralización del P orgánico incorporado con estos residuos.

En general, la adición de lodo y compost a estos residuos atenúa una de sus limitaciones en la fertilidad, como es el déficit de P.

Cationes cambiables

El residuo de la pizarra que se está utilizando como sustrato es rico en K (Tabla 2). Los residuos finos de pizarra se podrían utilizar como fertilizante de liberación lenta de K. El residuo de este estudio no cumple las exigencias para ser utilizado como tal, si bien es rico en potasio, de ahí que las parcelas control no presenten deficiencia en este elemento y por ello ningún tratamiento presenta el modificador K de Buol et al. (1975) (contenido de K cambiable <0,2 cmol (+) kg^{-1}), cuyo valor es considerado como límite para el establecimiento vegetal (Macías & Calvo 1983).

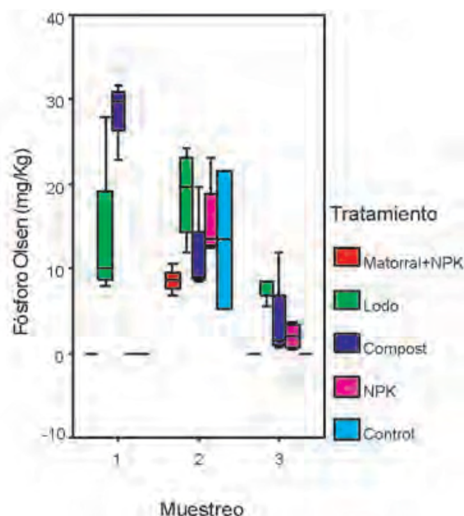


Figura 4.- Valores de P obtenidos mediante el método Olsen a largo del tiempo para los distintos tratamientos

Según Doll & Lucas (1973) un nivel en potasio cambiable en suelo menor de 20 mg/kg es indicador de un suelo deficiente en ese elemento; este valor también es superado por todas las parcelas del ensayo, incluidas las que no recibieron ningún tratamiento. Estos resultados indican que el residuo de pizarra presenta un contenido de K adecuado para el desarrollo vegetal.

En la Fig. 5 se observa que las parcelas que menos K cambiable tienen son las tratadas con lodo y siguen una trayectoria similar a lo largo de todo el ensayo. Parte del potasio aportado por los tratamientos puede ser fijado por los minerales de la arcilla, aunque normalmente la mayor parte del potasio no cambiable es nativo del suelo, residiendo en la matriz mineral (Goulding 1984).

Los valores de potasio no cambiable no presentan mucha variación en los distintos tratamientos, siendo, en general, bastante bajos (Fig. 5). Esta escasa influencia de los tratamientos indicaría que la mayor parte del K no cambiable proviene del existente inicialmente en el residuo de pizarra.

Algunos autores (Mengel & Kirkby 1987; Bertsch & Thomas 1998), señalan que la liberación de K no cambiable contribuye de forma significativa a la nutrición vegetal cuando disminuye el potasio cambiable. Experiencias a largo plazo realizadas por otros autores (Sparks 1986), demuestran que la fuente principal de potasio para la vegetación puede ser el K no cambiable, cuya liberación será motivada por la propia actividad radicular.

La concentración de calcio cambiable en todas las parcelas, incluso las que no recibieron ningún tipo de tratamiento, es superior a 1,5 cmol (+) kg^{-1} (Fig. 6), valor considerado como límite para la aparición del modificador Ca según Buol et al. (1975) y para el establecimiento vegetal según Macías & Calvo de Anta (1983). Por tanto el residuo de pizarra no tiene problemas de deficiencia en Ca. Los valores de calcio cambiable son ligeramente superiores a los obtenidos por Monterroso et al. (1993) en la mina de lignito de As Pontes, donde también entre otros materiales se encontraban pizarras de distinta composición.

En cuanto al magnesio cambiable, ningún tratamiento presenta el modificador Mg de Buol et al. (1975), contenido de Mg < 0,4 cmol (+) kg^{-1}, cuyo valor es considerado como límite para el establecimiento vegetal (Macías & Calvo de Anta 1983) (Fig. 6). Los valores de magnesio cambiable son ligeramente superiores a los obtenidos por Monterroso et al. (1993), en la mina de lignito de As Pontes.

El sodio aunque no es un elemento esencial para la vida vegetal, el suelo puede presentar problemas cuando su contenido en el complejo de cambio es superior al 15% (factor *n* de Buol et al. 1975), ya que puede limitar la absorción de otros nutrientes y desestabilizar la estructura del suelo. Las parcelas de este ensayo presentan valores muy alejados del 15%, al igual que ocurre en todos los suelos naturales de Galicia (Fig. 7).

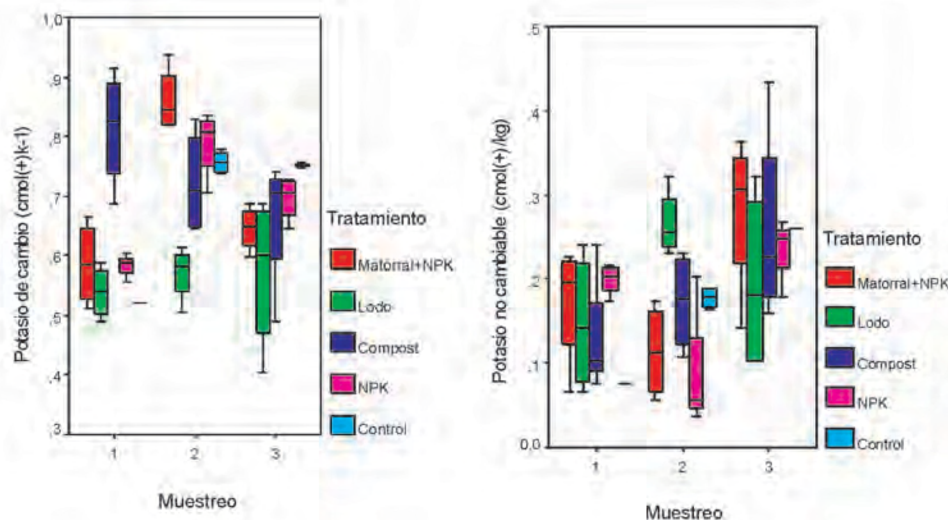


Figura 5.- Valores de potasio cambiable y potasio no cambiable obtenidos a lo largo del tiempo para los distintos tratamientos

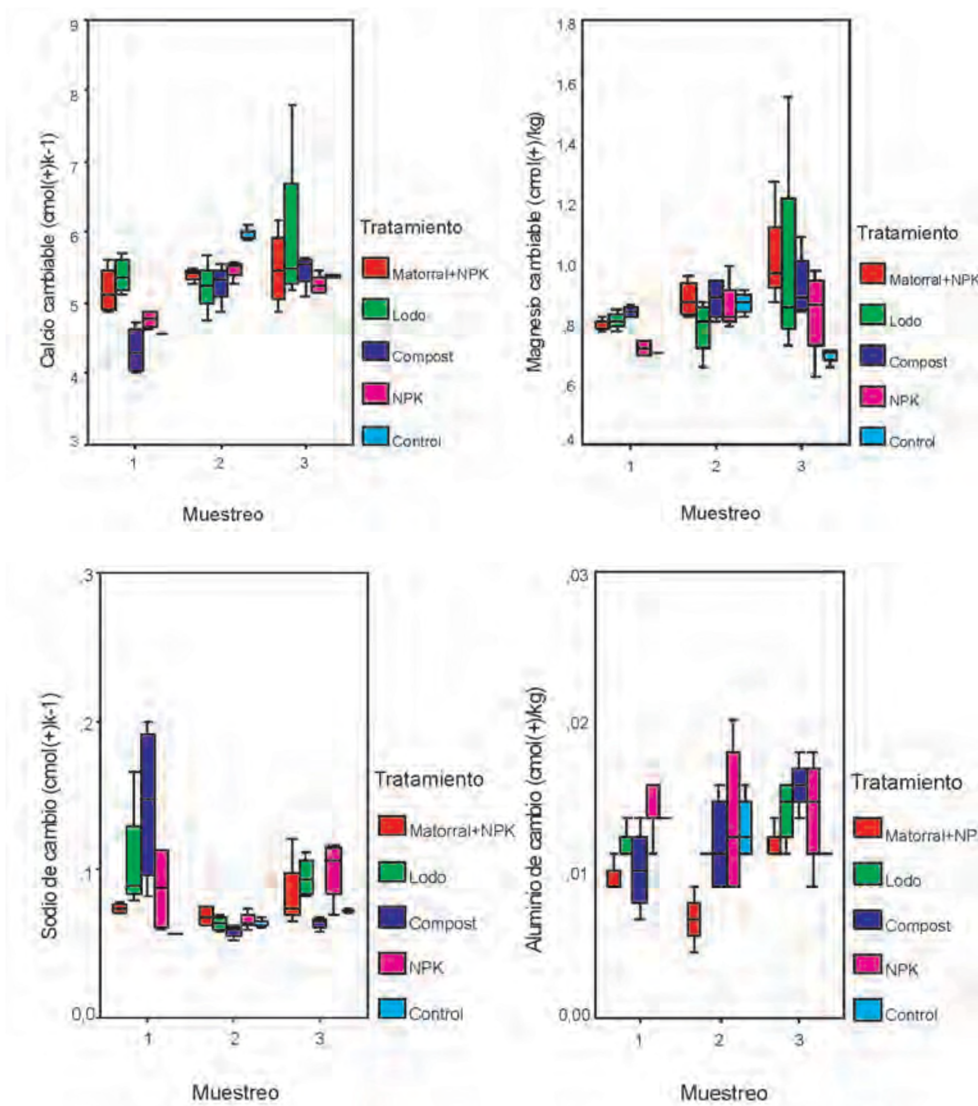


Figura 6.- Valores de Ca y Mg cambiables obtenidos a lo largo del tiempo para los distintos tratamientos

Figura 7.- Valores de Na y Al cambiables obtenidos a lo largo del tiempo para los distintos tratamientos

En cuanto al porcentaje de Al en el complejo de cambio, los valores son muy bajos, inferiores al 2% en todos los tratamientos (Fig. 7), por lo que en ninguno de los tratamientos se supera el 20% de saturación, considerado como el máximo aceptable para la producción de pratenses y de los cultivos tradicionales de Galicia (Mombiela & Mateo 1984).

En relación con la capacidad de intercambio catiónico ninguna de las parcelas presentan el modificador e de Buol et al. (1975), es decir, valores inferiores a 4 cmol (+) kg^{-1}, que significarían una baja CICe muy limitante, aunque los valores son muy bajos (Fig. 8). En general, el catión básico más abundante es el Ca, al que siguen en orden decreciente el Mg, K y finalmente el Na, secuencia similar a la encontrada en los suelos naturales de Galicia (Calvo et al. 1992).

La baja capacidad de intercambio catiónico (aunque no alcance valores limitantes) tiene una clara relación con la propia naturaleza de la fracción arcilla (dominada por arcillas de baja carga, fundamentalmente filosilicatos 1:1 y micas) y con el bajo contenido en carbono (siempre inferior al 3% en valores medios), y es muy similar a la obtenida en suelos desarrollados sobre pizarras, para los que Calvo et al. (1992) da rangos de variación de 3,3 a 12,6 cmol (+) kg^{-1} con un valor medio de 7,1 cmol (+) kg^{-1}.

Micronutrientes

La concentración de hierro biodisponible supera en todos los casos el valor de 28 mg/kg que propone Went (1995) como límite de deficiencia cuando se usa el extractante Mehlich-3 y sobrepasan el límite de fitotoxicidad (551 mg/kg) propuesto por Schefer (1979) y Monterroso et al. (1999) (Fig. 9). Estos valores no deben ser utilizados en sentido estricto, sino como punto de referencia para evaluar si un metal determinado se presenta en concentraciones mayores o menores que un límite establecido. Las parcelas control son las que presentan valores más elevados en este

elemento, en los tres muestreos. Este hecho indica que el hierro disponible procede del residuo de pizarra y al aportarle los distintos tratamientos, se diluye el efecto del residuo en el conjunto de la mezcla. Por el contrario las tratadas con lodo y compost son las que tienen valores más bajos de hierro disponible a lo largo de todo el ensayo (Fig. 9); probablemente la materia orgánica que se encuentra en estos materiales añadidos sea más reactiva que la del tratamiento matorral+NPK y complejará parte del Fe, disminuyendo su disponibilidad.

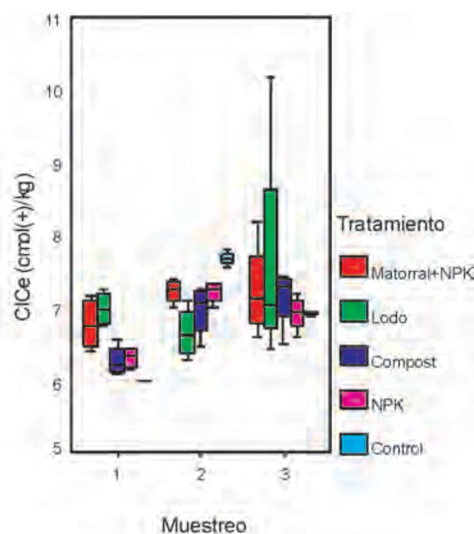


Figura 8.- Valores capacidad de intercambio catiónico efectiva obtenidos a lo largo del tiempo para los distintos tratamientos

Tampoco hay deficiencia de Mn en ninguno de los tratamientos, ya que todos superan ampliamente el valor de 6,4 mg/kg, valor que Sims (1989) propuso como indicador de deficiencia en el caso del manganeso extraído con Mehlich-3. Todos los tratamientos tienen un valor de manganeso disponible por debajo del límite de fitotoxicidad (99 mg/kg) propuesto por Schefer (1979) y Monterroso et al. (1999) (Fig. 9) y no se observan diferencias significativas entre los distintos tratamientos. La concentración de manganeso disponible en todos los casos es inferior a la obtenida en distintas parcelas de la mina de lignito de As Pontes (Monterroso et al. 1999) y a los obtenidos por Seoane et al. (1995) en la mina de lignito de Meirama (extracción realizada con acético 0,5N) y superiores a los resultados obtenidos en la mina de cobre de San Finx (Álvarez et al. 2003).

Ninguna mezcla presenta deficiencia en zinc según Sims (1989), que propuso como valor crítico 0,3 mg/Kg. En todos los casos, los valores de zinc disponible están muy por debajo del límite de toxicidad (101mg/Kg), propuesto por Schefer (1979) y Monterroso et al. (1999) (Fig. 9).

La concentración de cobre disponible en todos los tratamientos es inferior al límite de fitotoxicidad (56 mg/kg) propuesto por Schefer (1979) y Monterroso et al. (1999) (Fig. 9) y ningún tratamiento presenta valores deficientes en este microelemento, es decir valores inferiores a 5 mg/Kg para un pH en agua de 7 (Monterroso et al. 1999).

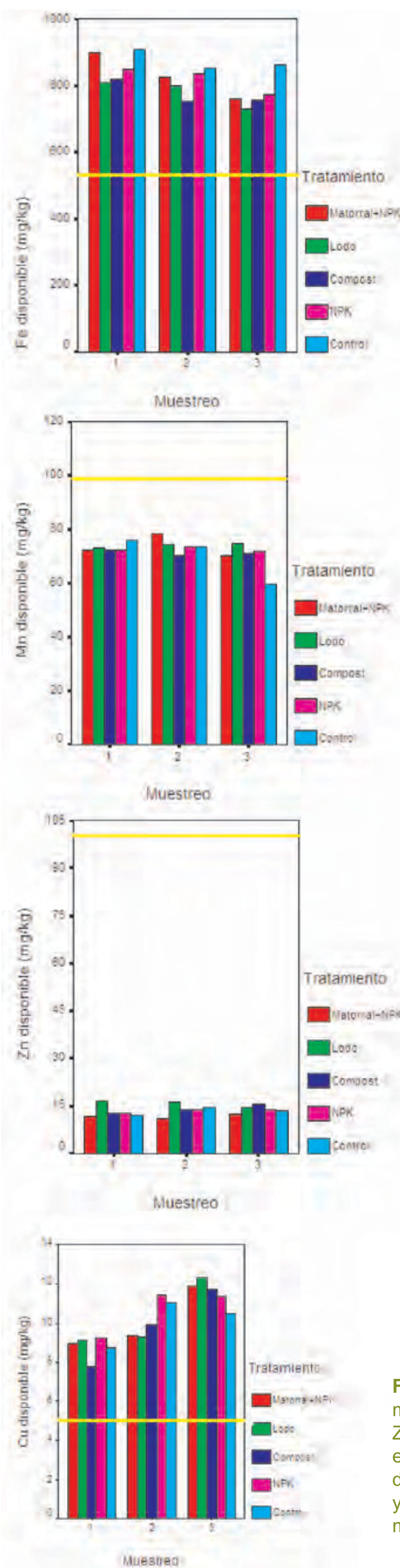


Figura 9.- Valores medios de Fe, Mn, Zn y Cu disponibles en las parcelas de los distintos tratamientos y en los diferentes muestreos

Peso seco de las especies pratenses

Las parcelas que recibieron lodo tuvieron una producción significativamente mayor al resto, le siguen las parcelas que recibieron matorral+NPK, NPK, compost y por último las parcelas control que no recibieron ningún tipo de tratamiento y tuvieron una escasa producción (Fig. 10). Los valores medios de producción pratense (peso seco) para Galicia se sitúan entre 6-12 t/ha/año (Mosquera & González 1999). Viadé (2005) obtuvo, también en Galicia, entre 5,5 y 6,1 t/ha en la cosecha de verano. En este estudio las parcelas tratadas con lodo llegan a alcanzar esos valores medios de producción.

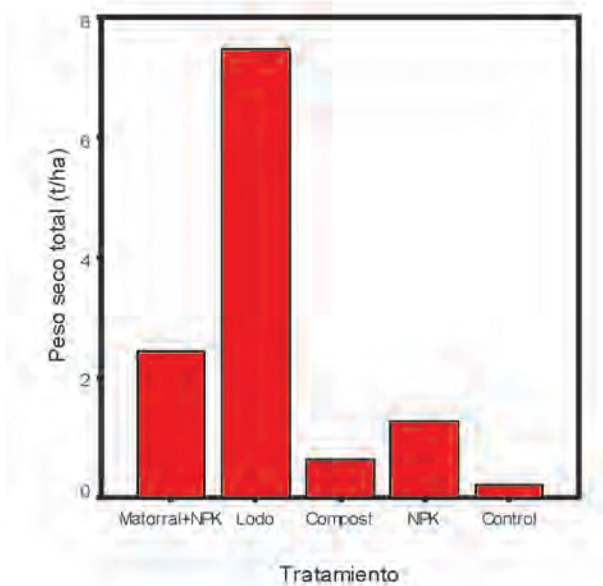


Figura 10.- Producción total de pratenses para cada tratamiento

En general las parcelas que contienen lodo presentan una producción muy elevada de gramíneas y las que llevan matorral+NPK tienen una alta producción de leguminosas (Fig. 11). El raigrás aparece en todos los tipos de tratamiento, pero es en las parcelas tratadas con lodo en las que presenta valores significativamente mayores que en el resto, el trébol es en las parcelas tratadas con matorral+NPK en donde presenta valores mayores de peso seco, seguido por las parcelas con NPK, el dactilo al igual que el raigrás presenta valores significativamente mayores en las parcelas tratadas con lodo que en el resto, esta especie no aparece en las parcelas tratadas con compost. El trébol desaparece cuando la concentración de N en el suelo es elevada. En este estudio los lodos de depuradora son los que aportan más N total y son estas parcelas las que tienen una menor producción de trébol. Por el contrario las parcelas con matorral+NPK, que recibieron el menor aporte de N, son las que presentan una producción significativamente más elevada de trébol ($p<0,01$) que el resto de los tratamientos.

De este ensayo, realizado con residuos de pizarra enmendados con distintos residuos orgánicos, se puede concluir que aquellos tienen pH alto y son ricos en Ca, Mg, K, Mn y Fe y son pobres en N, P, Cu y Zn. Esto, junto con la textura limosa, dificulta el establecimiento vegetal, por lo que en el residuo de pizarra sin enmendar prácticamente no hubo germinación de las especies pratenses. La adición de materia orgánica aumenta la concentración de N y P del residuo de pizarra, a la vez que favorece la producción vegetal, siendo los tratamientos con lodo de depuradora y matorral con los que se obtiene una mayor producción de pratenses. En el tratamiento con lodo hay una producción en peso seco significativamente más elevada que en el resto de los tratamientos, con valores comparables a los obtenidos en suelos agrícolas, siendo las gramíneas las especies predominantes, probablemente debido a la riqueza en N del lodo. En el tratamiento con matorral+NPK la producción en peso seco es menor que en el lodo de depuradora y superior al resto de los tratamientos siendo la especie predominante el trébol. Por tanto, en los tratamientos con lodo y matorral+NPK hay un buen establecimiento vegetal lo que ayudaría a la estabilización del residuo y a la iniciación de los procesos edafogénicos.

Debido a los buenos resultados obtenidos con el lodo de depuradora, se podría recomendar este tratamiento para mejorar las características químicas de este residuo de cara a la restauración de estas escombreras. Esto supondría la valorización de dos residuos de forma simultánea.

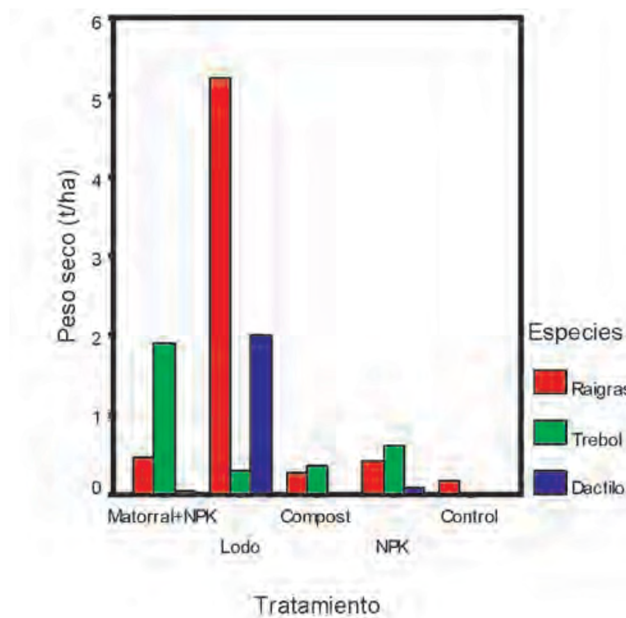


Figura 11.- Producción de cada especie pratense para cada tratamiento

Bibliografía

Álvarez, E., Fernández Marcos, M.L., Vaamonde, C. & Fernández-Sanjurjo, M.J. (2003). Heavy metals in the dump of an abandoned mine in Galicia (NW Spain) and in the spontaneously occurring vegetation. The Soil of the Total Environment. 313, 185-197.

Ashby, W.C., Vogel, W.G., Kolar, C.A. & Philo, G. (1984). Productivity of stony soils on strip mines. En: Karl, D.M. (Ed). Erosion and Productivity of Soil containing Rock Fragments. Spec. Publ. 13, Soil Science Society of America. Madison, Wis.

Box, T.W. (1978). The significance and responsability of rehabilitation drastically disturbed land. En: Schaller F.W. & Sutton P. (Eds.). Reclamation Drastically Disturbed Lands. Madison Wisconsin, USA.

Bradshaw, A.D. (1989). The quality of topsoil. Soil Use and Management. 5, 3:101-108.

Buol, S.W., Sánchez, P.Q., Cate, R.B. & Granger, M.A. (1975). Soil fertility capability classification for fertility management. En: Bornemisza E. & Alvarado A. (Eds.). Soil Management in Tropical America. North Carolina State Univ., Raleigh (NC, USA). 126-145.

Calvo de Anta, R., Macías Vázquez, F. & Riveiro, A. (1992). Aptitud Agronómica de los suelos de la provincia de La Coruña. Diputación Provincial de La Coruña. A Coruña.

Conyers, M.K., Uren, N.C. & Helyar, K.R. (1995). Causes of changes in pH in acidic mineral soils. Soil Biol. Biochem. 27, 1383-1392.

Corti, G., Ugolevi, F., Agnelli, A., Certini, G., Cuniglio, R., Berna, F. & Fernández Sanjurjo, M.J. (2002): The soil skeleton, a forgotten pool of carbon and nitrogen in soil. European Journal of Soil Science. 53, 283-298.

Dancer, W.S., Handley, H. & Bradsilaw, A.D. (1997). Nitrogen accumulation in Kaeolen mining wastes in Cornwall, I. Natural Communities. Plant Soil. 48, 153-167.

Debreczeni, K. & Kismanyoky, T.S. (2005). Acidification of soils in long-term field experiments. Comm. Soil Sci. Plant. 36, 321-329.

Doll, E.C. & Lucas, R.E. (1973). Testing soils for potassium, calcium and magnesium. En: L.M. Walsh (Ed.). Soil Testing and Plant Analysis., SSSA.

Domínguez Vivancos, A. (1997). Tratado de fertilización. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

Fernández Sanjurjo, M.J. (1999). Influencia de los fragmentos gruesos en algunas propiedades físicas y químicas del suelo: antecedentes y estado actual del tema. Edafología. 6, 95-107.

Fernández-Sanjurjo, M.J., Corti, G. & Ugolini, F. (2000). Cambios químicos y mineralógicos en la fracción gruesa y fina de un suelo volcánico en función de la distancia a la raíz. Agrochimica. Vol: XLIV, 1-2: 69-78.

Hanson, T. & Blevins, R.L. (1979). Soil water in course fragments. Soil Sci. Soc. Am. Journal. 43, 819-821.

Hons, F.M. & Hossner, L.R. (1980). Soil Nitrogen relationships in spoil material generated the surface mining of lignite coal. Soil Science. 129, 222-228.

Howard, J.L., Amos, D.F. & Daniels, W.L. (1988). Phosphorus and Potassium relationships in Southwestern Virginia coal-mine spoils. Journal of Enviromental Quality, 17, 4: 695-700.

Hower, J.M., Barnishel, R.I. & Hopkins, T.C. (1992). Physical and chemical properties of potential topsoil substitutes in Kentucky oil shale mining reclamation. Journal of Environmental Quality. 21, 3: 502-507.

Kent, M. (1982). Plant growth, problems in colliery spoil reclamation: a review. Applied Geography. 2, 83-107.

Korentajer, L. (1991). A review of the agricultural use of sewage sludge: benefits and potential hazards. Water, Air and Soil Pollution. 17, 189-196.

Leiros, M.C., Gil, F., Carballas, M., Codesido, C., González M.V., Seoane, S. & Guitián, F. (1989). Recuperación edáfica de las escombreras de minas de lignito en Galicia. 1 Caracterización de los materiales estériles. Anales de Edafología y Agrobiología. Tomo XLVIII, n° 1 y 2.

López Ritas, J. & López Melida, J. (1990): El diagnóstico de suelos y plantas (métodos de campo y laboratorio). Ed. Mundi-prensa. Madrid.

Macías, F. & Calvo, R. (1983). El análisis del medio físico y su aplicación a la ordenación del territorio: una experiencia piloto en el área de Padrón (La Coruña). Trabajos Compostelanos de Biología. 10, 179-208.

Mays, D.A. & Bengston, G.W. (1978). Lime and fertilizer use in Land reclamation in humid regions, En: Schaller F.W. & Shutton, P. (Eds.). Reclamation of Drastically Disturbed Land. ASA, CSSA, SSSA, Madison, W.I. 307-328

Mengel, K. & Kirby, E.A. (1987). Principles of Plant Nutrition 4th. Edn. International Potash Institute. Bern. Switzerland.

Mombiela, F.A. & Mateo, M.E. (1984). Necesidades de cal para praderas en terrenos “a monte”. I. Su relación con el Al cambiable en suelos sobre granitos y pizarras de Galicia. Anales INIA. 25, 19: 129-43.

Monterroso Martínez, M.C. (1995). Caracterización de los procesos edafogeoquímicos en una escombrera de estériles de lignito en proceso de restauración ambiental. Tesis doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Santiago.

Monterroso, C., Álvarez, E. & Macías, F. (1993). Speciation and solubility control of Al and Fe in minesoil solutions. The Sci. of the Total Environment. 158, 31-43.

Monterroso, C., Álvarez, E & Fernández Marcos, M.L. (1999). Evaluation of Mehlich 3 reagent as a multielement extractant in mine soils. Land Degradation and Development. 10, 35-48.

Mosquera, R. & González, A. (1999). Pasture production in Northern Spain systems. New Zealand Journal Agricultural Research. 42, 125-132.

Munshower F.F. & Judy, C. (1989). Resource perspectives and the surface coal mine regulatory System. En: Hossner, R.L. (Ed.). Reclamation of surface-Mine Lands. CRC. Press, Boca Ratón, Florida.

Murillo, J.M. (1989). Producción frente a contaminación en la utilización agrícola de compost urbanos. Anales de Edafología y Agrobiología. 48, 143-160.

Paul, K.L., Black, A.S. & Conyers, M.K. (2001). Influence of fallow cereal crop and legume pasture on pH with and initially mixed surface soil in the field. Biology and Fertility. 33, 41-52.

Quintás, Y. (1997). Caracterización y posibilidades de recuperación de androsoles de canteras y minas de Galicia. Tesis doctoral. Facultad de Biología. Santiago de Compostela.

Quintás, Y. & Macías, F. (1992). Datos para la recuperación de suelos de mina de Galicia: capacidad natural y alternativas de mejora. Cuadernos Laboratorio Xeolóxico Laxe. 17, 97-106.

Reeder, J.D. & Sabey, B. (1987). Nitrogen. En: R.D. Williams & G.E. Shuman (Eds.). Reclaiming Mine Soils and Overburden in the Western United States: Analytical Parameters and Procedures. Soil Sci. Conserv. Soc. Am. Iowa.

Reeder, J.D. & Mcginnies, W.J. (1989). Response of established forages on reclaimed mined land to fertilizer N and P. Journal of Range Management. 42, 4: 327-331.

Reeder, J.D. & Berg, W.A. (1977). Nitrogen. En: Williams, R.D. & Shuman G.E. (Eds.). Reclaiming Mine Soils and Overburden in the Western United States: Analytical Parameters and Procedures. Soil Sci. Conserv. Soc. Am. Iowa.

Rigueiro- Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R. & Gatica-Trabanini, E. (2000). Pasture production and tree growth in a young pine plantation fertilized with inorganic fertilizers and milk sewage in northwest Spain. Agroforestry Systems. 48, 245-256.

Rigueiro-Rodríguez, A.; Mosquera Losada M.R. & López-Díaz M.L. (2001). Crecimiento del arbolado y producción del pasto en un sistema silvopastoral fertilizado con lodos de depuradora urbana en una zona agrícola abandonada en Galicia. III Congreso Forestal Español. Granada: 703-707.

Schefer, W.M. (1979). Variability of minesoils and natural soils in Southestern Montana. Soil Science Society America Journal. 43, 1207-1212.

Seoane, S., Benito, E., Leiros, M.C., Gil-Sotres, F., Guitián, F. (1995). Los materiales estériles de mina. Recuperación de las escombreras de la mina de lignitos de Meirama (A Coruña). En: Guitián Ojea, F. (Ed.). Universidad de Santiago de Compostela. Santiago.

Sims, J.T. (1989). Comparison of Mehlich 1 and Mehlich 3 extractans for P, K, Ca, Mg, Mn, Cu and Zn in Atlantic Coastal plain Soils. Communication in Soil Science and Plant Analyses. 20, 1707-1726.

Skeffington, R.A. & Bradshaw, A.D. (1981). Nitrogen fixation by plants grown on reclaimed china wastes. Journal Applied Ecology. 17, 469-477.

Sparks, D.L. (1986). Potassium release from sandy soils. En: Nutrient Balances and the Need for Potassium. Proceedings of the 13th International Potash Institute Congress, Reims, France. International Potash Institute. Bern. Switzerland.

Ugolini, F., Corti, C., Agnelli A. & Piccardi, F. (1996). Mineralogical, physical and chemical properties of rock fragments in soil. Soil Science. 161, 8: 521-542.

Vogel, W.G. (1975). Requeriments and use of fertilizer, mine and mulch for vegetating acid-mine spoils. *Mine Land Reclamation*. 3,152-170.

Warncke, D. & Barber, S.A. (1971). Diffusion of Zn in soils. II the influence of soil bulk density and its interaction with soil moisture. Soil.Science Society American Proceedings. 36, 42-48.

Went, J.W. (1995). Evaluation of the Mehlich 3 soil extractant for upland Malawi, soils. Communication in Soil Science and Plant Analyses. 26, 687-702.

Woodmansee, R.G., Reeder, J.D. & Berg, W.A. (1978). Nitrogen in drastically disturbed lands. En: Younberg C.T. (Ed.). Forest Soils and Land Use. Dep. Forest and Wood Sci., Colorado State Univ., Fort Collins, Colorado.

8 Cenizas de combustión de biomasa. Datos sobre sus características y reutilización

A. Núñez

Introducción

La combustión de biomasa para producción de energía da lugar a cenizas como residuos del proceso.

Dichos residuos han tenido una historia que inicialmente estuvo muy vinculada a la acumulación en vertederos, pero también es ya tradicional (aunque no mayoritario hasta tiempos recientes) el intento de dirigirlos hacia vías de reciclaje revalorizador en distintos sectores. Es de especial relevancia la vía del reciclaje agronómico.

Por ese motivo, en este como en otros casos se hace necesario en primer lugar caracterizar el material, de modo que se obtenga información sobre su contenido en nutrientes y en potenciales contaminantes.

Por otro lado, igualmente se necesita un acomodo normativo para este tipo de producto. Tradicionalmente, no habiendo podido contar con una norma comunitaria totalmente específica y uniforme para estas cenizas, se han venido tomando como referencia las correspondientes a lodos de EDAR.

Se pueden también tener en cuenta algunos de los aspectos recogidos en el REAL DECRETO 653/2003, de 30 de mayo, sobre incineración de residuos (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. BOE de 14/6/2003).

También sobre normas legales que afecten a las cenizas, se puede tener en consideración el Diario Oficial de la Comunidad Europea DOCE, 27/3/2004, Nº 90, en el que se catalogan como residuo no peligroso.

Por otra parte, como se ha difundido en distintas fuentes, en la actualidad el uso de las cenizas de biomasa está autorizado y se practica en países como Dinamarca, si bien bajo una estricta reglamentación y control en lo referente a cantidad y composición de la ceniza de acuerdo al tipo de suelo en el que se depositan. A este respecto es, no obstante, conveniente reseñar que las cenizas utilizadas son siempre las obtenidas del lecho o parrilla del propio combustor, ya que las recogidas en los ciclones y filtros, que suponen por lo general un 15-20% de las cenizas totales, contienen cantidades notables de alquitranes y productos orgánicos tóxicos que hacen inviable su utilización y deben ser depositadas en vertederos adecuados. En cualquier caso este volumen de residuo es 50 a 100 veces inferior, por término medio, al producido con el carbón.

Las cenizas de combustión maderera –tal como otros residuos- son materiales que presentan elevada variabilidad. En este caso, aparte de destacar los cambiantes contenidos en humedad, hay que hacer hincapié más bien en las muy diferentes concentraciones de materia orgánica presentes, como resultado de diferentes grados de combustión que pueden haber sufrido. También afectan a la variabilidad la diversidad en los materiales quemados, según la especie arbórea o según el predominio de cortezas o restos de hojas, pequeñas ramas, etc. Igualmente afecta la procedencia, según se trate de una factoría u otra. Según el día o época también se observa variación, condicionada mayormente por el diferente material quemado.

Lo esencial del asunto es que, para resolver el problema ligado al tratamiento y reciclaje correctos de las cenizas de biomasa –como de otros materiales residuales- se hace necesario conocer el residuo concreto (caracterizarlo por medio de los análisis pertinentes) y, cuando sea posible en base a sus contenidos en nutrientes y en sustancias potencialmente problemáticas, se podrá tratar de emplearlo –solo o combinado- para su valorización agronómica.

Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Escola Politécnica Superior. Campus universitario s/n, 27002 Lugo. Universidade de Santigo de Compostela. E-mail: avelino.nunez@usc.es, Tfno: 982 823140, Fax: 982 285926

El desarrollo de la combustión de biomasa

Como se señala en textos del Ministerio de Industria Turismo y Comercio (2007) sobre el “Plan de Energías Renovables en España 2005-2010”, el Libro Blanco para una Estrategia Común y un Plan de Acción para las Energías Renovables fue un documento elaborado en 1997 por las Comunidades Europeas en el que se plasmaba el ambicioso objetivo general de pretender que las fuentes de energía renovables aportasen el 12% de la energía primaria demandada en el conjunto de la Unión Europea en el año 2010.

Para la biomasa se planteaba incrementar su participación en el consumo energético de la Unión en 57 millones de toneladas equivalentes de petróleo (tep): 30 millones de tep procedentes de la biomasa residual y el resto de cultivos energéticos.

Datos ya reales indican que a 31 de diciembre de 2003 el consumo de biomasa en la Unión Europea de los 15 estaba encabezado por Francia (más de 9 Mtep), seguido de Suecia, Finlandia, Alemania, Polonia (incluida en la relación por su relevancia) y a continuación España con casi 4 Mtep.

También son datos reales (no estimaciones) los que señalan que en 2004 el consumo mayoritario de biomasa en España correspondía al sector doméstico, con el 49,4%, seguido de los sectores de pasta y papel, madera, etc., suponiendo la producción en centrales de energía eléctrica el 6,1% del total.

Además eran Andalucía, Galicia y Castilla-León las que registraban mayor consumo, por factores diversos como puede ser la presencia de empresas grandes consumidoras de biomasa, por ejemplo las relacionadas con la celulosa, existencia de sector forestal desarrollado, etc. Pero el cumplimiento de los objetivos se ha visto lastrado por la escasa utilización de residuos agrícolas y de cultivos energéticos.

Actualmente, y ya desde los últimos años, en España se intenta desarrollar el aprovechamiento energético de la biomasa con medidas diversas, algunas de ellas promovidas por una comisión interministerial creada para ese fin en febrero de 2004. En particular se hace énfasis en el desarrollo de la Disposición Adicional Cuarta de la Ley 43/2003 de Montes, relativa al uso energético de los residuos forestales.

Galicia en particular, a día de hoy, parece tener en ciernes un nuevo impulso a medidas que favorezcan el aprovechamiento energético de la biomasa.

Residuos de la combustión de biomasa: datos generales y situación en Galicia

Datos recopilados por Quiroga (2005) indican que el proceso de quemado de residuos madereros genera al año 4,6 millones de toneladas de cenizas en EE.UU. En Suecia se estima que se producen 200.000 toneladas por año. La cifra se sitúa en torno a los 100.000 toneladas por año cuando hablamos de Finlandia y los guarismos alcanzaron para ese mismo país 216.000 toneladas por año si se incluyen las cenizas generadas a partir de pasta de papel.

Se sabe que en el caso concreto de Galicia existen actualmente 16 grandes plantas de transformación de la madera que incorporan esta actividad en su proceso productivo, estimándose la producción total de cenizas entre 40.000 y 50.000 toneladas por año (Solla, 2004).

Distintas fuentes señalan que, a diferencia de lo que ocurre con las cenizas del carbón, que suelen presentar elevado contenido en cadmio y otros metales pesados, las obtenidas en los combustores de biomasa se considera que, en general, pueden ser devueltas al suelo como aporte de nutrientes al mismo, por lo que no cabe en estos casos catalogarlas como un problema, sino, incluso, como una posibilidad de ahorro de fertilizantes en los cultivos y superficies forestales.

Como indica Quiroga (2005), las cenizas madereras constituyen un material altamente heterogéneo. Distintos autores destacan la gran variabilidad que presentan desde el punto de vista físico-químico y apuntan que sus propiedades pueden depender de:

*tipo de residuo: de madera, pulpa, pasta de papel, ...

*tipo de planta

*partes quemadas: corteza, hojas, frutos, madera

*combinación con otras fuentes energéticas

*condiciones de combustión: tiempo, temperatura, eficacia del sistema

*forma de almacenamiento posterior

Debido a todo esto, los datos disponibles referidos a análisis en todo el mundo son muy variables. No obstante, las cenizas madereras presentan una serie de particularidades comunes en la mayoría de los casos que en principio las hacen muy atractivas desde el punto de vista agronómico.

En España, y en particular en Galicia, distintos equipos vienen estudiando el tema en los últimos años. También aquí se constatan las características físico-químicas variables del material, pero queda evidencia de su alcalinidad y del aporte de ciertos nutrientes. Usando dosis y condiciones apropiadas, se ha verificado su capacidad para incrementar la producción forestal, además de en determinados cultivos y en praderas.

A modo de ejemplo, en las tablas 1, 2 y 3 se presentan los resultados de los análisis de diversos parámetros en una las múltiples tandas de cenizas de factorías gallegas caracterizadas en los últimos años. Los procedimientos analíticos empleados son los estándar (Tan, 1996), y los valores se encuentran en la línea de lo esperable y de lo ya comentado: como su notable alcalinidad, destacable contenido en materia orgánica a raíz de combustiones no suficientemente efectivas, abundancia de potasio (que destaca especialmente en cuanto a su nivel en la extracción en agua), de calcio y de otros elementos, al tiempo que existe escasez de nitrógeno y los niveles de fósforo soluble

Parámetro	Valor
Humedad (%)	0,44
pH (H_2O)	9,72
pH (KCl)	9,05
CE(µS cm^{-1})	96,70
Carbono total (%)	3,53
Materia orgánica (%)	18,20
N total Kjeldalh (%)	0,42
Relación C/N	8,40

Tabla 1. Características elementales de una tanda concreta de cenizas de biomasa

Elemento (mg kg^{-1})	Valor
Ca	19660,22
Mg	5566,19
Na	2742,38
K	10071,64
S	333,81
P	1777,38
Fe	10880,98
Al	17413,75
As	1,99
B	40,82
Cd	0,14
Co	4,18
Cr	24,45
Cu	22,52
Mn	1481,54
Mo	1,14
Ni	15,29
Pb	7,75
Zn	34,83

Tabla 2. Contenidos totales (tras ataque con ácido nítrico en microondas) de diferentes elementos presentes en una tanda concreta de cenizas de biomasa

Elemento	Extractantes	
	Agua	Acetato
P	11,23	41,56
S	353,35	208,19
Ca	130,93	2872,43
Mg	42,15	332,08
Na	229,93	700,29
K	495,82	513,73
Al	1,22	n.d
As	0,19	n.d
B	*	4,94
Cd	0,02	n.d
Co	0,02	0,03
Cr	0,07	n.d
Cu	0,15	n.d
Fe	0,46	n.d
Mn	0,38	28,09
Mo	0,09	0,09
Ni	0,01	0,02
Pb	n.d	0,40
Zn	0,32	0,85

Tabla 3. Contenido de elementos solubles en agua y extraíbles en acetato amónico a pH 7 en una tanda concreta de cenizas de biomasa ((n.d)= no detectado; (*)= sin dato)

en agua y extraíble en acetato son reducidos. También se puede destacar que la salinidad del material es poco elevada, al igual que los niveles de los “metales pesados” más habitualmente causantes de preocupación y daño ambiental.

En última instancia, en vista de los resultados que se van obteniendo en toda una serie de estudios, parece sensato promover también en Galicia el reciclaje agronómico de las cenizas de biomasa, bien sea aplicándolas solas o bien en combinación con otros subproductos o incluso junto con fertilizantes comerciales que solventen sus eventuales deficiencias en algún nutriente concreto.

Quizás tenga especial interés la utilización de estas cenizas de biomasa en mezclas con lodos de EDAR y/u otros residuos, sea compostado o no el material mezclado resultante, ya que dichas combinaciones suelen permitir mejorar enormemente la manejabilidad de los residuos y lograr una distribución de nutrientes más idónea, entre otros resultados positivos.

Por otra parte, los estudios locales enfocados hacia la evaluación de los riesgos de contaminación ligados al uso agronómico de las cenizas o sus derivados no han puesto en evidencia resultados preocupantes, lo cual puede dar más ímpetu a su reutilización.

En ámbitos más especializados serían imprescindibles las referencias a trabajos concretos de investigación sobre aspectos puntuales de esta problemática, sin embargo aquí no se aborda su descripción dado el marco generalizador del texto.

Bibliografía

Ministerio de Industria Turismo y Comercio (2007). Disponible en:

mityc.es/NR/rdonlyres/EC6CDE1A-C0E0-42A0-AB02-63328216CE40/0/8Cap36_AreaBiomasa.pdf

Quiroga, F. (2005). Repercusiones ambientales de la aplicación de cenizas de madereras en suelos de monte. Tesis Doctoral (inédita). Universidad de Santiago de Compostela, Lugo.

Solla, F. (2004). Aplicación de cenizas de biomasa arbórea como fertilizante y encalante de plantaciones forestales en Galicia. Tesis Doctoral (inédita). Universidad de Santiago de Compostela, Lugo.

Tan, K.H. 1996. Soil sampling, preparation and analysis. Marcel Dekker, Inc. New York.

9 Lodos de EDAR. Datos sobre su situación en los últimos años

A. Núñez

Introducción

Los lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) deben considerarse residuos, pero cabe plantear para ellos vías de tratamiento y acondicionamiento con el fin de favorecer su reciclaje valorizador, especialmente en el ámbito agrario. Desde luego, también existen otras líneas de tratamiento, que incluso llegan a la incineración.

En todo caso, parece sensato que lo primero a realizar sea la caracterización del material, tomando como base prioritaria al menos la serie de parámetros que la legislación vigente obliga a controlar. Esto es así tanto para los propios lodos como para los suelos en los que se pretenda promover su reciclaje agronómico.

A este respecto, cabe citar normas legales de especial importancia en el contexto español, recogidas en el Real Decreto 1310/1990:

ANEXO I A. Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos.

ANEXO I B. Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria.

ANEXO I C. Valores límites para las cantidades anuales de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez años.

ANEXO II A. Análisis de los lodos.

ANEXO II B. Análisis de los suelos.

ANEXO II C. Métodos de muestreo y de análisis.

Acerca de las cantidades o volúmenes de producción de estos materiales, según estimaciones recientes la producción mundial de lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales domésticas podría rondar una cifra en torno a los 50 millones de toneladas métricas, expresada en peso seco (Blais et al. 2002). Por otra parte, a nivel nacional la información procedente del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA 2005) permite conocer algunos de esos datos para España y para distintas comunidades autónomas en diferentes años.

Por resaltar algún dato de esa fuente, señalemos que para Galicia se indica que la producción total de lodos (declarada y registrada) en 2003 fue de 34211,34 toneladas expresadas en materia seca, de las que 25203,49 se habrían destinado a uso agrario. La producción total (declarada y registrada) en ese año en España habría sido de 1012157,63 toneladas de materia seca, de las cuales el 66,2% habrían ido a uso agrario.

La misma fuente señala que la producción nacional (o al menos los datos de producción recogidos en el Registro Nacional de Lodos) habría ido creciendo paulatinamente desde el año 1998, con 716145 toneladas de materia seca, hasta la cantidad superior al millón ya mencionada para 2003. El porcentaje de utilización agraria también habría aumentado desde 1998 (49,4%) hasta 2003, pero sus máximos en dicho intervalo temporal se habrían situado en 2001 y 2002, en torno al 67%.

Complementando y actualizando lo anterior, el Ministerio de Medio Ambiente (MAPA 2008), en su versión preliminar del Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015 presenta datos de valorización agrícola de los lodos de depuradora para las distintas comunidades autónomas en distintos años. En el caso de Galicia habría ido aumentando progresivamente desde las 1574 toneladas valorizadas en 1997 hasta las 30211 toneladas de 2004, descendiendo en 2005 a 27258 toneladas. En el conjunto de España se

Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Escola Politécnica Superior. Campus universitario, 27002. Universidade de Santiago de Compostela. E-mail: avelino.nunez@usc.es, Tfno.: 982 823140, Fax: 982 285926

habría ido incrementando la cifra de manera continuada desde las 314329 toneladas de 1997 hasta las 725443 valorizadas en 2005.

Como contraste véanse ejemplos de estimaciones más antiguas:

El BOE (2001) publicaba en su día el Plan Nacional de Lodos de EDAR 2001-2006, y entre otros datos de interés se puede comentar que la estimación que se había hecho para la producción en 1998 (expresada en materia seca), partiendo de los datos de sólo ocho comunidades autónomas (entre las que no se encontraba Galicia) daba como resultado 800000 toneladas, casi 84000 por encima de la cantidad plasmada en la publicación del MAPA de 2005. Por otro lado, para 2005 se estimaba la producción española de lodos en 1547976 toneladas de materia seca, de las cuales 90000 corresponderían a Galicia.

En una publicación de la Comisión Europea (2001) se estimaba que en 2005 la producción de lodos en España sería de 1088000 toneladas expresadas en materia seca, de las que se pronosticaba que se reutilizaría el 54%.

Las cifras en este campo con frecuencia son controvertidas. Algunos datos para diferentes países, procedentes de un trabajo de Renner (2000), llaman la atención por lo contradictorio respecto a otras fuentes.

Al margen de los volúmenes de producción, se ha de destacar que los lodos de EDAR son materiales que presentan elevada variabilidad, empezando por sus contenidos en humedad. Sus características físicas, químicas y microbiológicas dependen de las particularidades técnicas de las EDAR que los generen (por ejemplo: de las fases de depuración con que cuenten, de la existencia o no de sistemas de reducción de humedad y de si se incluyen o no aportes de encalantes), de si se reciben otros vertidos que los domésticos, etc.

Por tanto, las características de estos lodos variarán de una EDAR a otra, pero también dentro de la misma EDAR de una época a otra.

Para resolver el problema de este tipo de residuos hay que conocer la tanda concreta de lodo (caracterizarlo por medio de los análisis pertinentes), ver las necesidades de tratamiento (físico y/o químico, y repercusión sobre las cualidades microbiológicas del material) para llegar a un producto aceptable según la legislación y adecuado para su reciclaje agronómico -si esa es la vía planteada- en base a sus contenidos en nutrientes y en sustancias potencialmente problemáticas.

Los lodos de depuradora urbana. Definiciones

Según el Artículo 2 de la Directiva 1986/50933 del Consejo de Europa, de 12 de Junio de 1986, relativa a la protección del medioambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura, a los fines de dicha Directiva, se entenderá por:

a) “Lodos”

i) Los lodos residuales salidos de estaciones de depuración que traten aguas residuales domésticas o urbanas y de otras estaciones de depuración que traten aguas residuales de composición similar a la de las aguas residuales domésticas y urbanas;

ii) Los lodos residuales de fosas sépticas y de otras instalaciones similares para el tratamiento de aguas residuales;

iii) Los lodos residuales salidos de estaciones de depuración distintas de las contempladas en i) y ii);

b) “Lodos Tratados”

Los lodos tratados por vía biológica, química o térmica, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento apropiado, de manera que se reduzcan, de manera significativa, su poder de fermentación y los inconvenientes sanitarios de su utilización.

Legislación general y otros datos de interés

Como se indica en distintas fuentes bibliográficas, los lodos constituyen una potencial provisión de materia orgánica y de nutrientes para los vegetales, pero hay que tener en cuenta que en su composición suelen existir componentes que deben estar controlados, ya que pueden ser nocivos para los suelos, las plantas, los animales y el ser humano.

En la legislación relativa al uso de lodos de depuradoras en agricultura, tal como ya se apuntó se establecen una serie de condiciones para su correcto uso, como son: fijación de los niveles máximos de metales pesados en los lodos y en los suelos receptores, los parámetros a analizar, los métodos analíticos, etc.

En la gestión de lodos de las estaciones depuradoras de aguas residuales -EDAR-, ciertos usos y posibilidades de reciclaje están regulados por normas específicas, algunas de carácter agronómico, en las que está prevista la posibilidad de utilizar los lodos como abono de suelos agrarios.

En la actualidad, la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario se regula en España por el Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre (BOE 01.11.1990), norma que transpuso al ordenamiento español la ya antes indicada Directiva 86/278 CE, de 12 de junio de 1986 (DOCE Serie L181, de 04.07.1986). En el citado Real Decreto *se* establecen una serie de controles por parte de las Comunidades Autónomas para el seguimiento de la utilización de los lodos de depuración en la actividad agraria y se crea el Registro Nacional de Lodos.

Posteriormente, en el desarrollo del Real Decreto 1310/1990, el MAPA aprobó la Orden de 26 de octubre de 1993 (BOE 05.11.1993), estableciendo que dicho Registro deberá contener la siguiente información, a partir de los datos suministrados por las Comunidades Autónomas:

a) Censo nacional de plantas depuradoras de aguas

residuales, especificando la cantidad anual de lodos producidos, su tratamiento y el destino de los mismos;

b) Entidades dedicadas a la explotación agrícola de lodos, incluyendo la cantidad de lodos utilizados en el sector agrario, tratamiento de los mismos, su composición analítica y zonas de aplicación.

En la Resolución de 14 de junio de 2001, de la Secretaría General de Medio Ambiente, se dispone la publicación del Acuerdo de Consejo de Ministros, de 1 de junio de 2001, por el que se aprueba el Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales 2001-2006.

Mediante el Plan Nacional de Lodos de Depuradoras se pretendía conseguir una gestión adecuada de los lodos para proteger el medio ambiente y, en especial, la calidad del suelo. El problema recientemente generado por este tipo de residuos es consecuencia de la construcción de nuevas depuradoras en muchas ciudades españolas, en aplicación del Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales Urbanas.

Concretamente, el plan perseguía la consecución de los siguientes objetivos ecológicos: 1-reducción en origen de la contaminación por lodos de depuración, 2-caracterización de los generados en España (fijada ya para antes de 2003), 3-valorización de al menos el 80% de los mismos antes de 2007 (65% en usos agrícolas y 15% valorización energética, con correcta gestión ambiental del 100% de las cenizas de incineración), y 4-reducción del depósito en vertedero a un máximo del 20% antes de esa misma fecha. 5-Otras previsiones del Plan eran, por una parte, el establecimiento de un Programa de Caracterización Analítica_de los Lodos, con el fin de identificar aquellos utilizables para usos agrícolas (los menos contaminados); y por otra, la creación de un sistema estadístico y bases de datos que, junto con la información del Registro Nacional de Lodos, deberá integrarse en un futuro Inventario Nacional de Residuos.

La versión preliminar del PLAN NACIONAL INTEGRADO DE RESIDUOS (PNIR) 2008-2015 (MAPA 2008) incluye el II PLAN NACIONAL DE LODOS DE DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES EDAR 2008-2015 (II PNLD).

Legislación y otros datos a nivel de Galicia

A este respecto se puede ver por ejemplo la relación de normas recogidas en la web especializada de Miliarium Aureum (2005):

Decreto 154/1998, de 28 de mayo. Residuos. Catálogo de residuos. DOG 107, de 05-06-98.

Resolución de 10 de Noviembre de 2000 por la que se acuerda la Publicación de la Estrategia Gallega de Gestión de Residuos. DOG 236, de 05-12-00.

Decreto 298/2000, de 7 de Diciembre, por el que se regula la autorización y notificación de productor y gestor de residuos de Galicia y se crea el Registro General de Productores y Gestores de Residuos de Galicia. DOG 4, de 05-01-01.

Ley 8/2001, de 2 de Agosto, de Protección de la Calidad de las Aguas de las Rías de Galicia y de Ordenación del Servicio Público de Depuración de Aguas Residuales Urbanas. BOE 230, de 25-09-01.

Resolución de 21 de Enero de 2004, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, por la que se dispone la publicación de Adenda al Convenio Marco suscrito entre el Ministerio de Medio Ambiente y la Comunidad Autónoma de Galicia sobre actuaciones derivadas del Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados 1995-2005. BOE 38, de 13-02-04.

Decreto 4/2005, de 13 de enero, sobre colaboración técnica y financiera de la Consellería de Medio Ambiente con las entidades locales en materia de gestión de residuos. DOG 14, de 21-01-05.

Existen multitud de trabajos de investigación sobre lodos de EDAR en distintos países, y también en Galicia. En nuestro entorno más próximo también se constata la enorme variabilidad de estos materiales, pero los datos igualmente animan a acometer acciones que promuevan su reciclaje, especialmente el agronómico. A modo de ejemplo, en Núñez (2002) se presentan resultados analíticos de lodos de distintas EDAR de Galicia.

Dado el ánimo generalizador del presente texto no se presentan referencias concretas de trabajos de investigación sobre aspectos puntuales relacionados con la ingente problemática de los lodos residuales.

Cabe señalar que, en nuestro ámbito, existen varios proyectos de investigación y publicaciones sobre tratamiento de lodos con materiales alternativos y/o complementarios a los encalantes convencionales, elaborando diversos tipos de mezclas, como una vía más de favorecer su reciclaje.

Bibliografía

Blais, J.F., Meunier, N., Sasseville, J.L., Tyagi, R.D., Mercier, G. & Hammy, F. (2002). Disponible en: http://www.patentstorm.us/patents/006855256.pdf (previo registro)

BOE (2001). Boletín Oficial del Estado de 166 de 12 de julio de 2001. RESOLUCIÓN de 14 de junio de 2001, de la Secretaría General de Medio Ambiente, por la que se dispone la publicación del Acuerdo de Consejo de Ministros, de 1 de junio de 2001, por el que se aprueba el Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales 2001-2006. Disponible en: http://www.gestion-ambiental.com/norma/ley/RESOLUC_de_14_de_junio_de_2001.htm

Comisión Europea (2001). Disponible en: http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/ y concretamente en: http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/organics_in_sludge.pdf

MAPA (2005). Disponible en: http://www.mapa.es/app/Condicional/Documentos/lodos.pdf

Miliarium Aureum (2005). Disponible en: http://www.miliarium.com/Paginas/Leyes/residuos/ccaa/galicia.htm#OTROS

Ministerio de Medio Ambiente (2008). Disponible en: http://www.mma.es/secciones/participacion_publica/calidad_contaminacion/pdf/pnir_anexo_05.pdf

Núñez, A. (2002). Disponible en: http://ejeafche.uvigo.es/2002/1(1)2002/003112002.htm

Renner, R. (2000). Disponible en: http://www.mindfully.org/Pesticide/Sewage-Sludge-Pros-Cons.htm#T1

10 Manipulación y tratamiento de purines en las explotaciones ganaderas

J. M. Pereira · J. Bueno

Introducción

Las explotaciones de ganado tradicionales, hasta los años 60, formaban parte de una explotación mixta agrícola-ganadera de tipo familiar, en la cual estaban integradas la producción de diversos cultivos y especies de animales. En la mayoría de estas explotaciones el manejo de las deyecciones consistía en la aportación de diversos tipos de material vegetal que servían de cama para el ganado y que era extraído periódicamente. Con la tecnificación de las explotaciones, la incorporación de nuevos diseños de explotación y nuevas tecnologías, se han ido desarrollando nuevos sistemas de manipulación primero y tratamiento después, que permiten de una forma más o menos automatizada la limpieza de las instalaciones. Para la limpieza de las deyecciones en granjas y/o estabulaciones podemos encontrarnos con cuatro sistemas principales: limpieza de zonas pajeadas mediante diferentes sistemas de carga como puede ser el uso de palas cargadoras, los emparrillados, las arrobaderas y la limpieza de los excrementos por arrastre con agua, si bien varias combinaciones entre ellos pueden usarse en el sistema de transferencia desde el establo a la fosa de purines (Meyer 1999). La importancia de uno u otro sistema es variable en función del tipo de explotación (aves, porcino, vacuno, etc.). En las actuales instalaciones de ganado porcino el sistema preponderante es la limpieza mediante emparrillados, en las granjas de aves de engorde se usa mucho el sistema de cama caliente con limpieza mediante palas cargadoras, en las granjas más modernas de aves ponedoras se utilizan cintas de arrastre o transporte, en las granjas de vacuno el sistema más extendido es el de limpieza mediante arrobaderas.

Un estudio realizado en Galicia, sobre una muestra de 90 explotaciones de ganado vacuno lechero construidas entre los años 1997-2000 (Pereira & Barrasa 2003), pone de manifiesto que el 65% de los nuevos establos optaron por sistemas de limpieza mediante arrobaderas, el 28% por emparrillados y el 7% por sistemas de flujo de agua (Figura 1). Si bien estos datos reflejan la situación en Galicia, hay que tener en cuenta que la utilización del sistema de limpieza está condicionada por la ubicación geográfica y el clima, entre otros factores y puede llegar a tener importantes repercusiones económicas en la explotación (Pereira et al. 2005).



Figura 1.- Sistemas de limpieza utilizados en las explotaciones lecheras gallegas

Departamento de Enxeñería Agroforestal. Escola Politécnica Superior. Campus universitario, 27002 Lugo. Universidade de Santiago de Compostela. E-mail: j.pereira@usc.es, Telf: 982 823305, Fax: 982 285926

En cuanto al tratamiento posterior de los estiércoles y purines, tradicionalmente se realizaba el compost y se aplicaba directamente al suelo como abono o fertilizante. Las explotaciones contaban con suficiente base territorial para absorber estos subproductos y el sistema productivo mantenía un cierto equilibrio con el medio, un claro ejemplo serían las explotaciones tradicionales de vacuno en Galicia fundamentadas en el pastoreo y en el uso más extensivo del territorio (Figura 2). Sin embargo los procesos de intensificación, caracterizados por un constante descenso en el número de explotaciones y un considerable aumento del tamaño de las mismas, han roto este equilibrio comenzando a crear problemas ambientales por el vertido incontrolado de purines, que producen la contaminación de terrenos, ríos, acuíferos y malos olores, en ciertas zonas o áreas geográficas. Esto se debe fundamentalmente a la utilización de agua a presión en la limpieza de los establos, lo cual mejora las condiciones higiénicas, pero tiene la desventaja de producir un estiércol licuado que presenta problemas de manejo (Rosario 2004). Como ejemplo de lo comentado, en la tabla 1, se muestra la evolución del número de explotaciones y vacas lecheras en algunos de los principales países de la Unión Europea (MAPA 2003; COAG 2003; EUROPEAN COMMISSION 1999). Esta tendencia también se observa en los Estados Unidos de América, donde en el periodo de 1955 – 1995 el número de establos pasó de 2,7 millones a 137000; mientras el tamaño medio se incrementó de 8 a 69 cabezas (Palmer 2001). En este contexto, todavía más acentuado en las explotaciones ganaderas carentes o con escasa base territorial, están tomando cada vez mayor importancia los sistemas de separación sólido-líquido.



Figura 2.- Las explotaciones tradicionales de vacuno en Galicia se fundamentaban en el pastoreo

	Nº explotaciones		Nº de vacas		Vacas/explot.	
	1985	2002	1985	2002	1985	2002
Alemania	362.000	107.650	5.567.000	4.306.000	15	40
Francia	351.000	123.743	6.609,00	4.331.000	19	35
Reino Unido	54.000	33.652	3.147,00	2.221.000	58	66
Holanda	58.000	31.478	2.367,00	1.448.000	41	46
Italia	299.000	71.939	2.782,00	2.374.000	9	33
España	270.000	44.385	1.891,00	1.154.000	7	26

Tabla 1.- Número de explotaciones y vacas lecheras en algunos países de la unión Europea, 1985-2002

Los sistemas de limpieza en las explotaciones ganaderas

Arrobaderas arrastradas

Son sistemas formados por palas o elementos rascadores montados sobre una máquina base que ejerce de elemento de tracción. Normalmente la máquina base es un tractor agrícola, aunque dependiendo del tipo y dimensión de la explotación se utilizan otros elementos de tracción como pueden ser dumpers, motosegadoras, etc (Figura 3). Tienen la ventaja de una menor inversión inicial, pero por el contrario exige mayores necesidades de mano con respecto a otros sistemas.

Las palas cargadoras son usadas fundamentalmente para la extracción de estiércoles sólidos en suelos con cama, normalmente de paja aunque también se utiliza cascarilla de arroz, virutas, etc. Estos estiércoles sólidos aumentan la materia orgánica de los suelos y son beneficiosos para la calidad del suelo en muchas circunstancias.



Figura 3.- Algunas máquinas base utilizadas para empujar arrobaderas arrastradas

Arrobaderas automáticas

El uso de rascadores (arrobaderas) accionadas por un motor eléctrico comenzó a generalizarse en las estabulaciones libres en cubículos de ganado vacuno. Los modelos existentes en el mercado se han caracterizado por una evolución continúa en los últimos años, basada en la mejora permanente de las mismas: materiales, diseños, dispositivos y mecanismos de arrastre, etc. La longitud de los pasillos a limpiar no deberá sobrepasar los 80-100 m de longitud según los modelos de que se trate (Alfa Laval 1999). Se pueden clasificar los modelos existentes en tres grupos: arrobaderas accionadas mediante cables o cadenas, hidráulicas y autopropulsadas (Figura 4).

Arrobaderas accionadas mediante cables o cadenas: Su funcionamiento es sencillo: Un motor tira de un cable o cadena que a su vez tira del cuerpo de la arrobadera, el cual actúa como elemento rascador (Figura 4). Mediante la adecuada colocación de unos rodamientos o codos es posible que un motor actúe simultáneamente sobre uno o varios cuerpos permitiendo la limpieza, por lo tanto, de uno o varios pasillos. Es un sistema sencillo, de funcionamiento continuo y con precios muy asequibles.

Arrobaderas hidráulicas: Están constituidas por cinco elementos principales: Caja de control, unidad hidráulica (formada por una bomba, depósito de aceite, y un sistema de electro-válvulas), el cilindro, la barra de tracción y el cuerpo de la arrobadera. Es un sistema de funcionamiento discontinuo producido por el desplazamiento de la barra de tracción, colocada en una ranura longitudinal a lo largo del pasillo de limpieza, la cual es desplazada adelante y atrás por el conjunto cilindro.



Figura 4.- Diferentes tipos de arrobaderas de accionamiento automático

Arrobaderas autopropulsadas: Son los sistemas de limpieza más novedosos. Se trata de un cuerpo de arrobadera formado por una estructura que aloja un motor eléctrico, normalmente accionado por baterías, el cual permite el desplazamiento continuo y autónomo del dispositivo. Una de las principales ventajas del sistema se basa en los dispositivos de protección. Los sistemas accionados mediante cables, cadenas o hidráulicos, se basan en regular el nivel de esfuerzo máximo a partir del cual la arrobadera para o retrocede ante un obstáculo. Estos sistemas de protección no son aplicados en la práctica debido a que el esfuerzo necesario para arrastrar las deyecciones es superior al mínimo para no causar daños al ganado, obligando a la presencia permanente o casi permanente del ganadero durante todo el proceso de limpieza. En las autopropulsadas se puede independizar el dispositivo de parada del nivel de esfuerzo consiguiendo una mayor seguridad en su funcionamiento. Otras ventajas del sistema son la posibilidad de algunos modelos para trabajar en curvas, y la sencillez y rapidez de instalación. Por el contrario tienen en contra que son sistemas que no están suficientemente contrastados. Es necesario realizar estudios que permitan evaluar la capacidad de empuje y autonomía del sistema con la finalidad de aclarar la competitividad económica con respecto a otros sistemas.

Emparrillados

El sistema está constituido por un suelo de viguetas (parrillas), que dejan una separación entre ellas variable dependiendo de la especie animal a la cual vayan destinadas. Bajo el suelo un canal recoge las deyecciones, las cuales van cayendo por gravedad debido a la presión de las patas de los animales, la orina y el agua de limpieza, que hacen pasar las heces a través de las viguetas de los emparrillados. Existen gran diversidad de parrillas, tanto en lo que respecta a los materiales (hierro, fundición, hormigón, etc.), como a sus dimensiones, modelos de diseño, secciones de evacuación de diferentes medidas y formas geométricas (circulares, rectangulares, etc.).



Figura 5.- Algunos modelos de parrillas utilizados en alojamientos de ganado vacuno

En los establos de ganado vacuno la mayoría de modelos son de hormigón (Figura 5). Se trata del sistema de limpieza con menores exigencias en mano de obra pero por el contrario es el que requiere de una mayor inversión inicial. Miller (1998) comparó los costes de establos emparrillados con respecto a establos con suelo continuo y sistema de limpieza mediante arrobadera arrastrada y llegó a la conclusión de que las inversiones iniciales eran un 13,6 % superiores, pero después de 10 años el coste por vaca era un 68,3% más bajo. La salud de los animales no fue evaluada en este estudio.

En la construcción de alojamientos de ganado porcino se utilizan fundamentalmente parrillas de hormigón, hierro y plástico. En general utilizando viguetas de la misma anchura el estiércol cae más fácil y rápidamente al canal de deyecciones cuando las viguetas son de hierro o plástico que si son de hormigón. Es un hecho generalmente

aceptado que las viguetas de hormigón generan más emisiones de amoníaco que las de metal o plástico, sin embargo, los datos de emisiones recibidos sólo apuntan una diferencia del 6%, mientras los costes son notablemente mayores. Las viguetas metálicas no están permitidas en todos los Estados miembros de la U.E. y no son adecuadas para cerdos muy pesados.

Flujo de agua

El sistema consiste en provocar el barrido y arrastre de las deyecciones por una tromba de agua. Aunque la idea no es nueva se aplicaba en casos puntuales, siendo en los años noventa cuando comienza a extenderse por los Estados Unidos fundamentalmente en las explotaciones de ganado vacuno lechero.

El agua, normalmente procedente de la separación sólido líquido de las propias deyecciones, se almacena en uno o en varios depósitos ubicados en la cabeza del establo y es conducida desde una o varias salidas inferiores hasta el inicio de los pasillos de limpieza, donde es descargada a ras de solera, normalmente con la ayuda de arquetas o difusores. Las salidas inferiores son conducciones circulares cerradas, instalándose en ellas, sendas llaves de paso al objeto de abrir o cerrar el paso del agua. Los pasillos de limpieza, en solera de hormigón, deben dotarse con una pendiente longitudinal comprendida entre un 1 y un 3%.

Al abrir la llave de paso y producirse la descarga el agua provoca una tromba que va discurriendo a lo largo del pasillo de limpieza, arrancando y arrastrando las deyecciones producidas por el ganado, para conducirlas a la fosa de almacenamiento ubicada en la cola del establo y dotada de un compartimento suplementario con el propósito de realizar un separación sólido-líquido, de forma que el líquido obtenido sea bombeado hasta el depósito acumulador y reutilizado en lavados posteriores (Figura 6). También es posible limpiar la sala de espera del centro de ordeño mediante la instalación de las conducciones y válvulas apropiadas (Pereira 2004).

Las principales ventajas del sistema son las siguientes: Reducción de mano de obra, puede ser fácilmente automatizado, el coste de la operación de limpieza es bajo, buena adaptación a diferentes diseños de establos y número de vacas, el suelo se seca más rápidamente al quedar totalmente libre de excrementos después de la tromba.

Desventajas: Los establos deben ser cuidadosamente diseñados con las pendientes, canales y sistemas de conducción apropiados. Se requiere mucha cantidad de agua y un depósito de volumen suficiente para almacenarla. No es un sistema adecuado para climas fríos con temperaturas permanentemente inferiores de –4ºC a –6ºC. Las instalaciones dotadas con sistemas eficientes de separación sólido-líquido tienen costes de inversión elevados.

Para que el sistema funcione eficientemente se deberán tener en cuenta los siguientes factores: El volumen de agua, caudal, duración de la descarga, velocidad del flujo de agua y la profundidad del flujo en el canal.

Experiencias realizadas en los Estados Unidos han mostrado que la ecuación de Manning para flujo en canales abiertos es adecuada para estimar estos parámetros y



Figura 6.- Sistema de limpieza por flujo de agua en alojamiento de ganado vacuno

conseguir una adecuada limpieza, siempre y cuando las condiciones del flujo se mantengan un mínimo de 10 segundos (Fulhage & Pfost 1993). La forma de esta ecuación es:

$$V = (2.214/n) * \left[\frac{(A * p)}{(A + 2 * p)} \right]^{2/3} * S^{1/2}$$

Siendo: A (m) ancho del pasillo o canal, S (m/m) pendiente del pasillo, V (m/s) velocidad del flujo, p (m) profundidad del flujo, n (adimensional) rugosidad del canal, 0,02 en condiciones normales.

La experiencia ha mostrado limpiezas aceptables con velocidades de 1,5 m/s y profundidades de flujo de 3 pulgadas (0,0768 metros). El flujo requerido de 1,5 m/s durante 10 s significa una ola teórica de 15 metros. Para pasillos de más de 45 m (15 x 3 = 45), el volumen del flujo se debe calcular de forma que la ola cubra 1/3 de la longitud del pasillo. Para pasillos de menos de 45 m el volumen de flujo debe basarse en el criterio de 10 s de duración. Las pendientes del 3% son ideales desde el punto de vista de la limpieza con flujo de agua por que se necesita menor volumen de agua para mantener las condiciones de velocidad (1,5 m/s), que con pendientes más suaves.

Teniendo en cuenta los criterios comentados, las expresiones que siguen permiten calcular los parámetros necesarios para dimensionar un sistema de limpieza por flujo de agua en pasillos con pendientes menores o iguales al 3% (Pereira 2004).

$$Vol = 61.03 * L * A * S^{-0.8}$$

$$Q = A * 277.41 * S^{-0.8}$$

$$T = L * 0{,}22$$

Siendo: Vol (l) volumen de agua, L (m) longitud del pasillo (mínimo 45 metros), A (m) ancho del pasillo, S (%) pendiente, Q (l·s) caudal, T (s) tiempo de descarga.

Los sistemas de separación sólido-líquido

La elevada concentración de las producciones ganaderas a escala regional se consideran una buena indicación de algunos de los problemas ambientales que puede tener una determinada región, como pueden ser la acidificación (NH_3, SO_2, NO_x), la eutrofización (N, P), los malos olores o las emisiones difusas de metales pesados y plaguicidas. La reducción de estas emisiones no se limita a la forma de almacenar y tratar el estiércol generado, sino que comprende la adopción de una serie de medidas a lo largo de toda una cadena de actividades que permitan minimizar la producción, tanto en caudales como en contenido de contaminantes, tratar los productos orgánicos para reducir su carga contaminante, determinar las dosis óptimas aplicables a suelos y cultivos, programar adecuadamente la gestión de las aplicaciones.

De entre las posibilidades de tratamiento de los estiércoles, a nivel de explotación (Figura 7), la separación sólido-líquido es un proceso físico que mejora las posibilidades de manejo permitiendo, reciclar el agua para la limpieza de las estabulaciones, reducir la materia orgánica en la fracción líquida, concentrar los nutrientes en la fracción sólida, facilitar el transporte y manejo, reducir la emisión de malos olores (Bicudo 2001). De entre las diferentes posibilidades de separación sólido-líquido de purines procedentes de explotaciones ganaderas, los tratamientos biológicos, la ultra filtración y la ósmosis inversa son técnicas complejas y caras (Burton 1997), por lo cual no son asumibles en la mayoría de los casos a nivel de explotación. Por el contrario la decantación, la separación mecánica mediante cribas o rejas y la centrifugación son sistemas sencillos con un coste asumible en muchos casos.

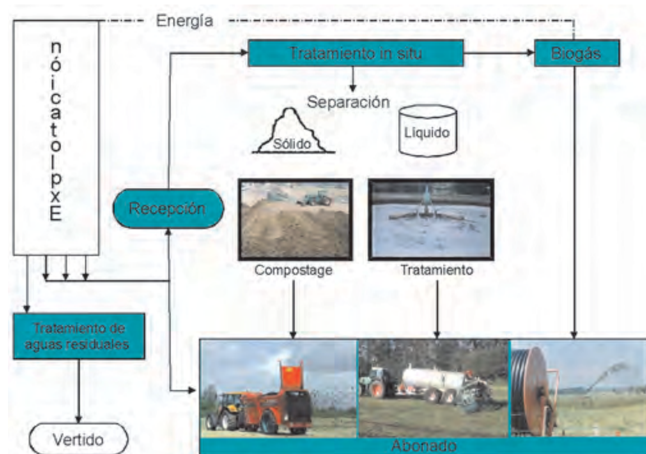


Figura 7.- Tratamiento de los estiércoles procedentes de las explotaciones ganaderas

Decantación estática o natural

El sistema fundamenta su eficacia en la diferencia de densidad existente entre los sólidos y los líquidos, lo que provoca la separación de los componentes del estiércol en diferentes estratos: Una capa superior de restos sólidos (costra), una zona intermedia líquida y una zona inferior con sedimentos, aunque en ocasiones puede presentarse entre la parte superior (sólida) y la intermedia (líquida) un extracto esponjoso de transición (Ballester 1993). Esta decantación consigue separar entre un 45 y un 57% de las partículas en suspensión susceptibles de sedimentarse que tengan una dimensión superior a las 400 µm, puesto que las partículas de menos de 40 µm no sedimentan. Para conseguir buenos resultados se deberá tener en cuenta lo siguiente: la entrada del estiércol se realizará por debajo de la capa superior (permite reducir los olores y mejora el proceso), la

fosa deberá tener una capacidad tal que permita mantener el líquido unos 30 días como mínimo (aunque puede variar en función de las características del estiércol), evitar la presencia de bactericidas (pueden provocar la paralización del proceso impidiendo la decantación), la salida del líquido deberá ser continua (se necesitan al menos dos depósitos o tanques, ya que las cisternas acopladas al tractor extraen todo el líquido y rompen el equilibrio del proceso), extraer los sedimentos de la capa inferior de forma periódica.

La separación mecánica

La separación mecánica de purines procedentes de explotaciones ganaderas se pude realizar mediante un relativamente variado y amplio conjunto de dispositivos, que son el resultado de utilizar o combinar tres categorías de dispositivos: filtros o tamices, centrífugas y prensas. La eficacia en la separación de los diferentes dispositivos depende de la pastosidad y la adherencia de los efluentes a tratar, y del grado de sequedad del sólido resultante. Entre los métodos utilizados se pueden señalar los siguientes (Pereira 2005): Tamices o filtros fijos, tamices o filtros con sistemas de vibración, filtros banda, filtros banda a presión, filtros banda a vacío, tamices rotativos, tamiz rotativo con presión, separadores de rosca a presión, centrífugas.

Independientemente del mecanismo utilizado, el proceso de separación mecánica debe seguir unas pautas comunes, que se pueden estructurar en cuatro puntos:

1. Evacuación - tamizado grueso intercalando una reja o tamiz antes del depósito de recepción, que permita detener elementos voluminosos o no deseados tales como piedras, plásticos, ramas, trapos, etc., los cuales pueden interferir en el proceso posterior. Puede no ser necesaria su instalación si prevemos que no existe riesgo de presencia de elementos extraños.

2. Recepción – homogeneización. El estiércol que llegue al separador será lo más homogéneo posible, por lo que previamente deberá enviarse a una fosa totalmente estanca, en el interior de la cual se dispondrá de un agitador que homogeneizará el producto y evitará sedimentaciones y costras superficiales, facilitando el bombeo posterior hacia el separador. Esta fosa no tiene que ser excesivamente grande ya que su fin non es almacenar, si no servir como recipiente para la homogeneización.

3. Separación sólido - líquido. El estiércol homogeneizado, el cual no deberá contener partículas superiores a las 400 µm, es bombeado al mecanismo separador.

4. Almacenamiento. Realizada la separación la fase líquida puede pasar por gravedad a una fosa o balsa impermeabilizada donde puede recibir tratamiento con la finalidad de reducir la carga contaminante y, utilizarlo directamente para riego agrícola, para la limpieza de las estabulaciones, o bien podría someterse a un proceso de depuración y posterior vertido de agua depurada. La fase sólida puede amontonarse para elaborar compost o transportarse a otros lugares como abono.

Tamices fijos

Constan de un tamiz normalmente de acero inoxidable o materiales plásticos, con un enrejado o filtro especial, instalado sobre un bastidor, con aberturas entre 0,2 e 6 mm, colocado con una inclinación de 45-65º. El estiércol es bombeado a la parte superior del tamiz deslizándose por gravedad hacia la parte inferior de la banda filtrante. El líquido pasa a través del tamiz, mientras que el sólido se acumula en la parte inferior del mismo. Este tipo de separadores es muy utilizado para separar partículas fibrosas y gruesas de estiércol de vacuno. Tiene como principal inconveniente que necesita un sistema de retirada adicional en la parte inferior y que el tamiz debe ser limpiado con frecuencia para mantener la eficacia. La eficacia del sistema varía mucho con el tipo de estiércol, pero en condiciones óptimas de trabajo pueden llegar a separar hasta el 60 % de los sólidos totales presentes en el estiércol de ganado vacuno (Chastain et al. 2001).

Tamices vibrantes

El estiércol es vertido en un tamiz horizontal dotado con un motor eléctrico capaz de transmitirle vibraciones, de forma que los sólidos resbalan al borde del tamiz mientras que el líquido lo atraviesa. Pain et al. (1978) realizaron ensayos en estiércol de ganado vacuno y porcino, con un contenido del 4-15% de sólidos, utilizando tamices con malla de 0,75 y 1,5 mm observaron que el sistema era ineficaz cuando los sólidos superaban el 8%, ya que la fracción sólida se acumulaba en la parte superior del tamiz. Con estiércoles en torno al 7% de sólidos los rendimientos son elevados, pueden alcanzar valores de hasta el 50%, aunque descienden rápidamente a medida que también desciende el porcentaje de sólidos. Con un 4% de sólidos la eficacia desciende hasta el 15% (FSA Environmental 2002).

Filtros banda

Los filtros de banda son un conjunto de sistemas de separación con alimentación continua y drenaje por gravedad. El sistema más simple está formado por una banda filtrante inclinada, que puede ser colocada en el propio canal, o en el exterior (Figura 8). El líquido pasa a través de la banda filtrante drenando por gravedad, mientras que el sólido es separado debido al avance de la banda siendo depositado en un contenedor o zona de apilado. Estos sistemas pueden llegar a separar entorno al 30% de los sólidos totales presentes en el efluente.

Frecuentemente se complementa el sistema con la aplicación mecánica de presión, para incrementar la deshidratación de los sólidos: tornillo sinfín (rosca a presión) colocado al final de la banda inclinada (Figura 9), rodillos de presión sobre banda colocada en horizontal (Figura 10). Resultan ser efectivos para casi todos los tipos de fangos, aunque con los estiércoles del ganado las bandas se colmatan con relativa

frecuencia, siendo necesario una instalación con agua a contracorriente (normalmente se utiliza el propio líquido obtenido después de la separación), que permita su auto-limpieza. Algunos sistemas incorporan como elemento filtrante una tela o banda biodegradable que se elimina junto con los sólidos separados o incluso un sistema de producción de vacío para incrementar el proceso de drenaje y disminuir el contenido de humedad de la fracción sólida.

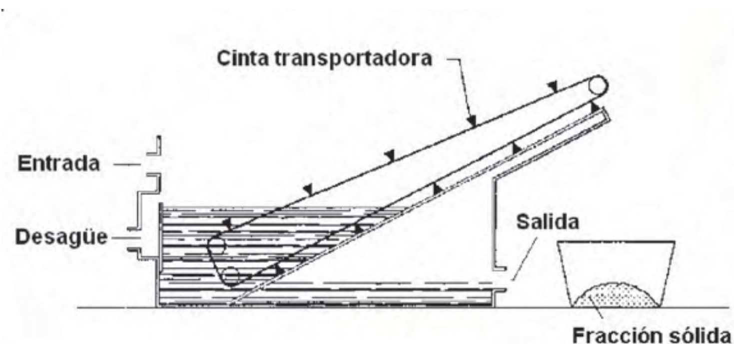




Figura 8.- Filtros banda (Møller et al. 2000; Mukhtar et al. 1999)

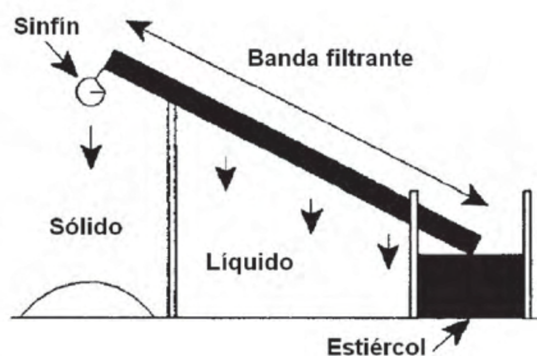




Figura 9.- Filtro banda (Ford & Fleming 2002; Maximizer)

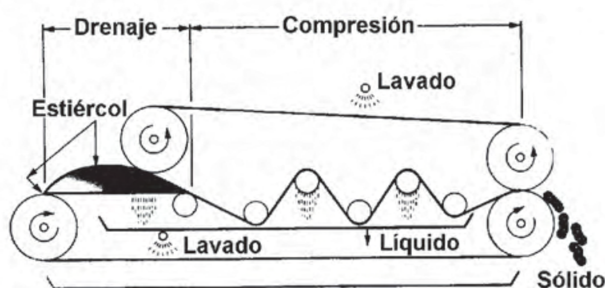




Figura 10.- Filtro banda a presión (Sheffield & Rashash 2000; FSA Environmental 2002)

Tamiz rotativo

El estiércol es bombeado al interior de un tamiz o criba con forma cilíndrica y giratoria (Figura 11), que suele tener unas paletas dispuestas de forma helicoidal en su cara interior. La fracción líquida cae por gravedad a través de las ranuras del tamiz, siendo recogida y conducida al depósito o tanque de almacenamiento correspondiente. La fracción sólida avanza impulsada por las paletas y la rotación del sistema, siendo descargada por la parte frontal del cilindro.

Algunas investigaciones (Piccinini & Cortellini 1987) han puesto de manifiesto que la eficacia de la separación puede alcanzar casi el 25%, aunque es posible variar el grado de sequedad de los sólidos aumentando o disminuyendo la

inclinación del cilindro, variando la velocidad de rotación o el tamaño de las aberturas del tamiz. Incluso, más recientemente, en algún modelo se ha incorporado un sistema de presión formado por uno o dos rodillos, colocados en la boca de descarga, que permiten disminuir el contenido de humedad en la fracción sólida.

Separadores de rosca a presión

El estiércol bruto es bombeado previa homogeneización al separador (Figura 12). En el interior del separador existe una criba cilíndrica de acero inoxidable, y en el interior de la criba un tornillo helicoidal que comprime la materia sólida y la expulsa al exterior. La fracción líquida pasa a través de los orificios de la malla o tamiz y es recogido por una tubería de salida por la parte inferior del separador. Se adapta bien a todo tipo de estiércoles y es posible regular el grado de sequedad de la fracción sólida resultante. Una baja velocidad del tornillo helicoidal producirá sólidos más secos, si bien la capacidad de procesado decrece. Un elevado caudal y velocidad del tornillo incrementa la capacidad de procesado pero produce sólidos más húmedos. La eficacia en la separación depende del tipo de estiércol, del contenido en sólidos del mismo, del tamaño de apertura de la criba, del flujo, de la presión y de la velocidad de giro del tornillo. Yu (1992) obtuvo, en estiércol de porcino con 5% de sólidos, una eficacia del 67% con cribas de 0,75 mm y del 79% con cribas de 0,5 mm. Converse et al. (1999) obtuvo, en estiércol de ganado vacuno, una eficacia del 24 al 69% en función del nivel de presión del tornillo, el porcentaje de sólidos del estiércol y del modelo de separador (FAN separator, VICENT separator).





Figura 11.- Tamiz rotativo (Vanderholm 1984; ACCENT manure)

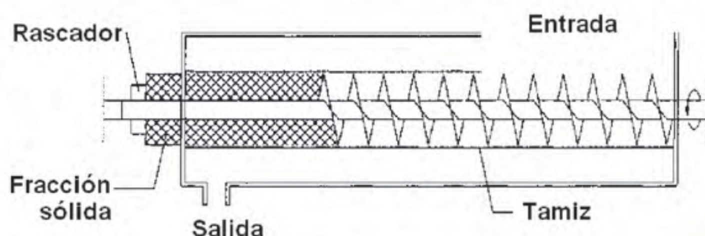




Figura 12.- Separador de rosca a presión (Møller et al. 2000; FAN separador)

Separadores centrífugos

Están formados por un tambor con una cámara en su interior, a la cual llega el efluente transportado por una bomba, donde se produce una aceleración centrífuga que provoca la sedimentación de los sólidos en la pared del tambor siendo transportados por un tornillo sinfín hacia el exterior. Los líquidos salen por unos conductos de retorno, en dirección contraria a la salida de los sólidos. El proceso de centrifugación es muy utilizado en la industria para separación de sólidos y deshidratación de fangos, obteniéndose buenos rendimientos y eficacia en la separación. En el sector ganadero no es muy empleado debido a que los costes energéticos e de mantenimiento, del proceso de separación por centrifugación, son elevados, por lo que solo resulta competitivo en plantas con capacidad superior a 20000 m^3/día con disponibilidad de mano de obra cualificada (Metcalf & Eddy 1998). MØller et al. (2000) concluye que el coste por tonelada de estiércol procesado, en una granja que produce 4000 Tn/año, es cinco veces superior en un separador centrífugo respecto a un separador de rosca a presión.

Selección del sistema de separación

Existe una amplia gama de sistemas que permiten realizar la separación sólido/líquido del estiércol generado en las explotaciones ganaderas, y aunque también son muchas las investigaciones realizadas al respecto, la selección del sistema más adecuado no es una tarea sencilla. Las variables que pueden incidir en la elección de uno u otro sistema son muchas y no existe información, a menudo, de todas ellas con la suficiente claridad como para despejar todas las dudas en el proceso de selección. La medida en la eficacia de la separación referida al porcentaje de sólidos separados es un indicador muy utilizado, también lo es el referido al porcentaje de materia seca alcanzado con los diferentes separadores (Figura 13). Estas dos variables se deberán contemplar junto con otras en la toma de decisión: La dimensión de la explotación, el tipo de ganado, coste de inversión y mantenimiento del sistema, facilidad de manejo, adaptabilidad ante diferentes tipos de estiércol, capacidad de procesado, concentración de nutrientes en la fracción sólida y nivel de reducción de olores entre otras.

MØller et al. (2000) comparando diversos sistemas, ofrece datos que pueden ayudar a despejar algunas dudas en determinadas circunstancias. Los resultados de la investigación muestran que los contenidos en materia seca (DM) de la fracción sólida fueron de 1,3 a 5,6 veces más altos que los del estiércol, y las concentraciones de fósforo total y nitrógeno total de 1,1-2,4 y de 1,0-1,45 respectivamente (Tabla 2). Así mismo utiliza el "índice de eficacia de la separación (E_t) y el índice de eficacia reducido (E'_t)" para establecer comparaciones que pueden ser útiles como ayuda a la hora de seleccionar y elegir uno u otro sistema (Tabla 3). Los valores del índice de eficacia reducido oscilan entre 0, cuando la separación no tiene lugar, y 1, cuando la separación es total (Svarovsky, 1985).

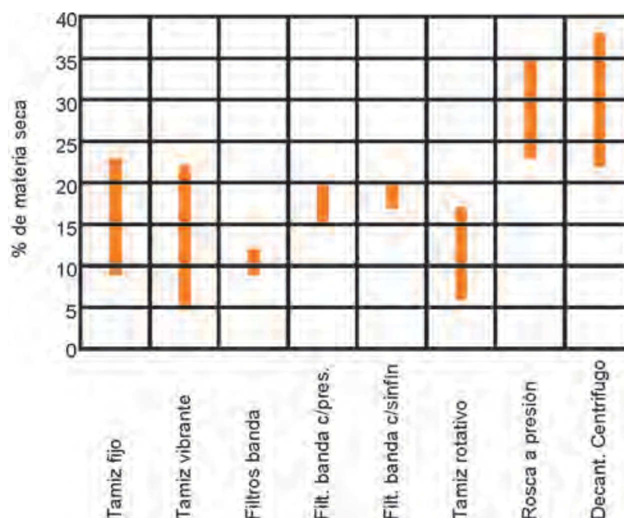


Figura 13.- Contenido en materia seca de la fracción sólida obtenida con diferentes separadores en varios estudios (Adaptado de Ford & Fleming 2002)

$$E_t = \frac{U \times M_c}{Q \times S_c} \qquad E'_t = \frac{E_t - R_f}{1 - R_f}$$

Siendo U (kg) la cantidad de fracción sólida, Q (kg) la cantidad de estiércol tratado, M_c (g/kg) la concentración de los componentes (DM = materia seca, TP = fósforo total, TN = nitrógeno total) en la fracción sólida, S_c (g/kg) la concentración de los componentes en el estiércol, y R_f = U/Q.

Composición antes de la separación		pH	DM (g/l)	TN (g/l	TP (g/l)
	Vacuno	7,2	71,0	3,8	0,8
	Porcino	7,2	56,6	4,1	1,4

Composición después de la separación		sólido/total %	Fracción sólida			Fracción líquida		
		(U/Q) (%)	DM (g/l)	TN (g/l)	TP (g/l)	DM (g/l)	TN (g/l)	TP (g/l)
Filtro Banda s/presión SWEA	Vacuno	43,50	92,0	4,3	0,9	68,0	4,4	0,9
	Porcino	30,00	117,0	4,6	1,8	42,0	4,1	1,3
Filtro Banda c/presión SCS	Vacuno	19,00	153,0	5,2	1,3	48,0	3,0	0,7
	Porcino	17,50	192,0	6,4	3,5	44,0	4,4	1,7
Rosca a presión FAN	Vacuno	3,00	323,0	5,1	1,8	42,0	3,4	0,4
	Porcino	5,00	317,0	4,8	3,3	32,0	3,0	0,8
Rosca a presión SWEA	Vacuno	13,00	216,0	3,8	1,3	33,0	2,8	0,2
Rosca a presión REKO	Porcino	7,30	219,0	4,0	2,9	32,0	4,2	1,0

Tabla 2.- Composición de dos estiércoles de vacuno y porcino antes y después de la separación con cinco separadores sólido-líquido diferentes

Separador	Estiercol	Energía consumida (kWh/Tn)	Indice de eficacia reducido		
			DM	TN	TP
Filtro Banda s/presión SWEA	Vacuno		0,07	0,02	0,00
	Porcino	0,19	0,41	0,08	0,17
Rosca a presión SWEA	Vacuno	0,53	0,16	0,01	0,08
	Porcino		0,26	0,02	0,12
Rosca a presión FAN	Vacuno		0,33	0,02	0,23
Rosca a presión REKO	Vacuno		0,25	-0,01	0,11
Filtro Banda c/presión SCS	Vacuno	0,08	0,29	0,10	0,15
	Porcino		0,50	0,10	0,20
Decant. Centrífuga SKSNh450	Vacuno	4,00	0,36	0,11	0,40
	Porcino	2,90	0,64	0,19	0,43

Tabla 3.- Índice de eficacia de separación reducido y energía consumida de algunos separadores mecánicos

Bibliografía

Alfa Laval Agri (1999). Catálogos técnicos 1999.

Ballester, A. (1993). Residuos ganaderos. Tratamiento de los subproductos y explotaciones ganaderas. Separación de los sólidos-líquidos. Fundación “La Caixa”. Ed. AEDOS. Barcelona. 142-148.

Bicudo, J.R. (2001). Frequently Asked Questions about Solid-Liquid Separation. University of Minnesota: Biosystems and Agricultural Engineering Extension Program. Available online at: http:www.bae.umn.edu/extens/faq/sol_liqfaq.html. Fecha de acceso 23/05/2005.

Burton, C.H. (1997). Manure Management ± Treatment Strategies for Sustainable Agriculture. Silsoe Research Institute, Silsoe, UK.

Chastain, J.P., Vanotti, M.B. & Wingfield, M.M. (2001). Effectiveness of Liquid-Solid Separation for Treatment of Flushed Dairy Manure: A Case Study. Transactions of the ASAE 17, 3: 343-354.

COAG (2003). Anuario agrario COAG. Coordinadora de Organizaciones de Agricultores y Ganaderos. Madrid.

Converse, J.C., Koegel, R.G. & Straub, R.J. (1999). Nutrient and Solids Separation of Dairy and Swine Manure Using a Screw Press Separator. ASAE Paper No. 99-4050. St. Joseph, MI: ASAE.

EUROPEAN COMMISSION (1999). Agriculture, environment, rural development. Facts and Figures. A challenge for agriculture. Office for Official Publications, Luxemburg.

Ford, M. & Fleming, R. (2002). Mechanical solid-liquid separation of livestock manure. Ridgetown College. University of Guelph, Ontario.

FSA Environmental (2002). Solid separation systems for the pig industry. Case study 4 – Vibrating screens. Available online at: http:

Fulhage, C.D. & Pfost, D.L. (1993). Basic Requirements for flushing dairies. Department of Agricultural Engineering, University of Missouri-Columbia.

MAPA (2003). Libro blanco de la agricultura y el desarrollo rural. Tomo II. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Metcalf & Eddy, Inc. (1998). “Ingeniería de aguas residuales”. McGraw-Hill

Meyer, J.D. (1999). In-Barn Manure Management Options. In: Positioning for the Future: Expanding Dairy Profitability through Strategic Growth (MWPS-4SD4), MidWest Plan Service, Ames, Iowa. 45-49.

Miller, P. (1998). Cost comparison of slatted floor and scrape manure systems. Pages 363-369 in Proc. 4th Int. Dairy Housing Conf., St. Louis, MO. Am. Soc. Agric. Eng., St. Joseph, MI.

Møller, H.G., Lund, I. & Sommer, S.G. (2000). Solid-liquid separation of livestock slurry: efficiency and cost. Bioresource Technology 74, 2000: 223-229.

Mukhtar, S., Sweeten, J.M. & Auverman, B.W. (1999). Solid-liquid separation of animal manure and wastewater. Texas Agricultural Extension Service. Available on line at http:www.biomagic.com/e13.pdf. Fecha de acceso 23/05/2005.

Pain, B.F., Hepferd, R.Q. & Pittman, R.J. (1978). Factors affecting the performance of four slurry separating machines. Journal of Agricultural Engineering Research. 23, 3: 231-42.

Palmer, R.W. (2001). Dairy modernization planning guide. Dairy Business Communications. Dairy Science Department, UW-Madison.

Pereira, J.M. (2004). Los sistemas de limpieza en estabulaciones libres de ganado vacuno. Editorial Agrícola. Ganadería nº 30, 14-17.

Pereira, J.M. (2005). El tratamiento del estiércol en las explotaciones ganaderas. Editorial Agrícola. Ganadería nº 34, 30-34.

Pereira, J.M. & Barrasa, M. (2003). Componentes, diseño y mecanización de alojamientos de ganado vacuno lechero construidos en Galicia 1997-2000. VI Internacional congreso on project engineering. Barcelona.

Pereira, J.M., Barrasa, M., Álvarez, C.J. & Bueno, J. (2005). Prediction of Dairy Cattle Housing Costs with Different Cleaning Systems. Trans. ASAE. 48, 1: 307-314.

Piccinini S. & Cortellini L. (1987). Solid-liquid separation of animal slurries. In Agricultural Waste Management and Environment Protection Vol(1). Proceedings of 4th International Scientific Centre of Fertilisers Symposium. Braunschweig, Federal Republic of Germany 11-14 May 1987.

Rosario Suárez, S.A. (2004). Aplicación de tratamiento de residuos ganaderos en Gran Canaria. Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca. Servicio técnico de extensión agraria. Cabildo de Gran Canaria.

Sheffield, R. & Rashash, D. (2000). Solids separation of animal manure. University of Idaho. Available online at: http:www.courses.ag.uidaho.edu/bae/

Vanderholm, D.H. (1984). Properties of agricultural wastes. In Agricultural Waste Management. Meeting of the New Zealand Agricultural Engineers. Institute, Lincoln NZ. 8pp.

Yu, J.C. (1992). Evaluation report. FAN Press-Screw separator. Canada-British Columbia Soil Conservation Program. Hog Producers' Sustainable Farming Group. 5pp.

11 Utilización sostenible de las deyecciones en una explotación de vacuno en pastoreo

J. Bardanca

Introducción

La actividad agroganadera puede causar una pérdida en la calidad de las aguas continentales debido a la contaminación por nitratos y a fenómenos de eutrofización. La contaminación por nitratos se debe a un exceso de sustancias nitrogenadas que recibe el suelo agrario. En este caso, si los cursos fluviales reciben una cantidad que haga que sus aguas alcancen un valor mayor o igual de 50 mg/L la zona afectada se declararía zona vulnerable. El estatus de zona vulnerable obligaría a tomar, entre otras medidas, la reducción de la aplicación de N en los suelos agrarios circundantes. La eutrofización es el enriquecimiento de nutrientes en el agua, sobre todo de P. Un exceso de P causaría eutrofización cuyo efecto más visible es el aumento desorbitado de la cantidad de algas con la consecuente pérdida de calidad hídrica a todos los niveles: potabilidad, biodiversidad, etc. En Galicia, empiezan a darse con cierta frecuencia casos de eutrofización, (episodios en el río Umia en los meses de septiembre y octubre de 2006), siendo la contaminación por nitratos, hasta la fecha, irrelevante ya que no se han declarado zonas vulnerables por este motivo (De la Roza et al. 2003). A pesar de las relativas buenas noticias en lo que se refiere a los nitratos, no está de más tener en cuenta estos problemas para prevenirnos de un futuro más complicado sino cambiamos la forma de actuar.

Uno de los pilares de prevención en lo que respecta al sector agrario es la ganadería. Si bien este sector es variable y complejo, un punto de partida clarificador de la situación, simple, sencillo puede ser el estudio de una cabaña de vacuno en extensivo. Y eso es lo que pretende este trabajo. Para que las conclusiones fuesen más evidentes, para que las abstracciones fuesen comprensibles se ha escogido una ganadería precisamente ecológica comparando los parámetros productivos actuales con los resultados obtenidos de condiciones tradicionales de antaño. Por ello, se tratará de destacar las ventajas de las condiciones ecológicas sobre los peligros que suponen las malas prácticas en la aplicación de fertilizantes de N y P. Así, calculando a pequeña escala, puede darnos una idea de lo que puede ocurrir en el global de una comunidad.

Los cálculos que se realizarán corresponden al ámbito de la comunidad gallega, en un municipio que se podría considerar muestra representativa de lo que puede estar sucediendo en zonas similares. El municipio en cuestión es Val do Dubra, de clima atlántico, de tradición eminentemente ganadera con una característica especial: su superficie agraria es de las más abonadas de Galicia.

El sistema de producción en que se desenvuelve la explotación es en extensivo con un pastoreo rotacional (se desplazan los animales entre las distintas parcelas de la superficie pastoreada). Simultáneamente, por la especificidad del clima, en Mayo-Junio se dedica una parte de la superficie a la producción de silo y heno para disponer de alimento en las épocas del año en las que la meteorología hace imposible el pastoreo. No se cultiva forraje, sino que parte de la superficie se deja de pastar hasta que en las fechas citadas, la hierba alcanza la suficiente altura como para ser segada y almacenada como ensilado o como heno. El hecho de que ninguna superficie se dedique a cultivo, facilita los cálculos ya que, las necesidades del suelo son consideradas como necesidades de pastoreo de forma homogénea, en otras granjas habría que tener en cuenta en cuales se cultiva forraje, el número de siegas, etc.

Veterinario C-716. Avenida de Santiago 29, 2º. Santa Comba, A Coruña. E-mail: jesusbardanca@hotmail.com, Tfno: 609 980 544, Fax: 981 892502

NOTA: Trabajo realizado por el autor como alumno durante el curso 2005-2006: Curso de experto en gestión de residuos generados en las explotaciones agroganaderas y en las industrias agrarias de transformación.

La alimentación del ganado, vacas de raza Cachena, es totalmente natural. Como hemos dicho, pastorean continuamente y permanecen fuera del establo lo máximo posible (dos tercios de su vida). Cuando no es factible el pastoreo, los animales se alimentan del ensilado y heno almacenados. Los terneros en crecimiento complementan su lactación con pienso ecológico y son vendidos para sacrificio después de 6 meses de vida.

En este contexto, se tratará de averiguar si las deyecciones, como recurso y no como residuo, son suficientes para satisfacer las necesidades fertilizantes. Es lógico pensar que, a corto plazo y en ausencia de abonos químicos, las ventas de ganado y otras “fugas” de nutrientes nos llevarían a un empobrecimiento progresivo del suelo. De igual forma se podría considerar un horizonte de colapso productivo de la explotación si el valor agronómico de la fertilización no compensa las salidas de ganado. Se tendrá en cuenta esta cuestión para ver si se puede paliar con el complemento alimenticio de piensos, incluso en circunstancias de empobrecimiento progresivo. Para evitar ese horizonte de colapso y una vez sabido que el pienso podría no ser suficiente para generar unas deyecciones agronómicamente satisfactorias, la legislación contempla la posibilidad de fertilización con estiércoles naturales procedentes de otras explotaciones ganaderas en extensivo.

Otro efecto beneficioso colateral de la ganadería ecológica sería la incorporación al suelo de importantes cantidades de materia orgánica que son aportadas por las heces de vacuno. Se sabe de forma contrastada que los suelos gallegos, y los del resto de Europa, pierden materia orgánica, año tras año y de forma considerable, debido a las prácticas agrarias contemporáneas, más traumáticas que las de otras épocas anteriores. Un ejemplo de lo poco sostenible que puede llegar a ser una agricultura cruentamente intensiva ha sido descrito por Frances Cairncross en su libro “Las cuentas de la tierra” (1991) en las que expresa “El uso de fertilizantes artificiales permite el crecimiento de cultivos únicos sin dejar que el suelo se recupere según los métodos tradicionales, bien alternando los cultivos o dejando las tierras en barbecho. Las cosechas de monocultivo contraen parásitos más fácilmente –por lo que requieren una mayor cantidad de pesticida- que aquellas en las que se aplican métodos tradicionales… Un estudio realizado por el American´s Nacional Research Council (NCR) y publicado en 1989 indicaba que entre el 25 y el 70% del nitrógeno con el que se fumigan las cosechas es absorbido por las plantas. El resto termina en ríos y lagos”. De igual forma el exceso de abonos y estiércoles se pierde en el entorno provocando un impacto negativo, de ahí el interés que suscita la aplicación correcta de los mismos. Lo ecológico no está reñido con lo rentable ya que en principio ahorraríamos en fertilizantes y en biocidas cuyos componentes sí sabemos que causan perjuicios. Las soluciones y la prevención pasan por un cambio en las actividades agropecuarias que, a la vez que mejoran el ecosistema, son rentables desde el punto de vista económico.

Esquematizando, se verán dos situaciones. La primera en régimen semiextensivo tradicional y una segunda en extensivo. Se analizará la transición para que la explotación agroganadera en cuestión sea calificada como ecológica teniendo en cuenta las necesidades del suelo, la cantidad y el valor agronómico de las deyecciones, como se comportan los nutrientes recibidos por el terreno en función de sus necesidades y por último el balance de NP que entra, que sale o que se pierde. Dicho de otra forma se demostrará lo beneficioso que puede ser la ganadería ecológica a dos niveles, el primero en cuanto a las necesidades del suelo respecto a lo que recibe de las deyecciones animales y en segundo lugar veremos, a groso modo, si existe la posibilidad de acumulo o pérdida de alguno de los nutrientes en el conjunto de la explotación estudiada, analizando los balances de entradas y salidas de los elementos en el complejo productivo.

Material y métodos

La granja a estudiar es una explotación de vacuno de raza cachena cuyo titular quiso dedicarse a la producción ecológica por la buena acogida que tiene en el mercado este tipo de productos en la coyuntura comercial actual (Rodero Franganillo 2005). Tras diversas gestiones pudo instalar en fincas de su propiedad, una granja con el siguiente número de animales:

- 20 madres (mayores de 2 años)

- 1 toro semental

- Ellos, con el tiempo, le iban a proporcionar 8 novillas de reposición y 15 terneros para venta (un ternero/vaca y año menos abortos/infertilidad/muertos)

- Todas estas cabezas equivalen a 26 UGM (Unidad de Ganado Mayor)

- Los terneros menores de 6 meses no son considerados UGM por la administración. No es del todo importante ya que siendo una raza menor, los adultos están sobrevalorados.

En lo relativo a la fertilización, señalar que en esta explotación se abonaban las parcelas con las deyecciones del ganado y con 3000 kg de fertilizante NPK 15-15-15. Una vez, adaptado a su nuevo sistema de producción no pudo usar fertilizantes minerales, por lo que sólo se deben usar fertilizantes orgánicos naturales.

En cuanto a la base territorial, el propietario dispone de unas parcelas que usa para el desarrollo de su actividad ganadera. Partiendo de los datos obtenidos del SIXPAC y restando la superficie urbana, improductiva, zonas de descanso de los animales, caminos y zona de almacén de ensilado y estiércol, obtendremos la superficie de pastoreo. Una vez restados todos esos espacios no utilizados, se ha podido comprobar que se parte de una superficie de la que exclusivamente se dedican a pastoreo unas 10 ha donde se alimentan 26 UGM.

Con estos datos cuantitativos (UGM, superficie, raza, etc) habrá que cumplir una reglamentación en la cual dos de las condiciones más importantes para considerar a una

ganadería como ecológica serían: la primera condición de soportar una carga ganadera máxima equivalente a 2 UGM/ha y una segunda que la cantidad de N que reciba el suelo sea menor o igual a 170 kg/ha y año. Para cumplir la condición de carga ganadera óptima, la explotación ha tenido la posibilidad de aumentar su base territorial hasta 16,5 ha aprovechables. Se ha completado la transición pasando de una situación de producción inicial, convencional, tradicional en semiextensivo (A) (26 UGM en 10 ha con más de 170 kg N/ha.año) a otro sistema, en ecológico, estrictamente en extensivo (B) (26 UGM en 16,5 ha y, en teoría, menos de 170 kg N/ha.año). A partir de ahora se hará referencia a (A) y a (B) para estas dos situaciones. Para la situación (A) es preferible referirse como convencional, pues el término tradicional puede confundirnos con los métodos productivos ancestrales que sí eran benignos (eran ecológicos en si mismos). El término convencional es un término más transversal y por tanto es más apropiado pues lo relaciona con los métodos actuales que si causan problemas ambientales.

En resumen:

- Situación A (10 ha)

todas las deyecciones

3000 kg de fertilizante mineral NPK 15-15-15

- Situación B (16,5 ha)

- todas las deyecciones

Se puede dar la información anticipada de que, con la ampliación de la superficie de pastoreo, la explotación cumple las condiciones legales por las que tendría derecho a la calificación de granja ecológica. No obstante habrá que ir más allá para constatar que en la granja se cumple la filosofía de la producción ecológica y se analizarán aquellos aspectos referidos al ciclo de N y P donde haya una mejora respecto a la producción convencional o los objetivos últimos puedan estar comprometidos; e incluso estudiar la posibilidad de mejorar las condiciones ambientales finales sin modificar las legales.

En esta explotación pecuaria y sus circunstancias, para llegar a nuestro objetivo, habrá que calcular el N y el P que llega al suelo en forma de N puro y en el caso del P como P_2O_5. Para ello, se calcula primero la cantidad de deyecciones que producen los animales. Una vez calculada la cantidad de deyecciones, hay que ver la cantidad de N y P_2O_5 que contienen. Según el Código Galego de Boas Prácticas Agrarias, 1 UGM producirá como media 18000 litros de purín al año. Por tanto, 26 UGM producirán 468000 litros. Sin embargo al ser un sistema extensivo sería más conveniente hablar de deyecciones anuales. No se produce verdaderamente purín, no hay aguas de lavado ni de ordeño, permanecen dos tercios de su vida en pastoreo, por lo que es mejor hablar de deyecciones sin más. Estas deyecciones se han calculado en función de su peso y se calcula que 1 UGM produce cada día una cantidad de deyecciones equivalentes al 8-10% de su peso vivo. El peso de estos animales, según la Regulamentación específica do Libro Xenealóxico da Raza Cachena serían 350 kg para las hembras y de 550 kg para los machos.

- 25 UGM a 350 kg de media por vaca

- 1 toro de 550 kg

- Total (25 x 350) + 550= 9300 kg: esta “macrovaca” produce 339450 kg al año

- 15 terneros/año (nacen con 20 kg) vendidos a los 6 meses con 220 kg de media producen 2170 kg deyecciones cada uno ; 15 producirían 32550 kg

La cantidad total (32550 + 339450) alcanzaría los 372000 kg de deyecciones. Hay que señalar en este apartado, que la cuadra dispone de una fosa de purín donde se acumulan las heces y orina resultantes de su permanencia en el establo en la que se origina algo parecido a lo que entendemos como purín pero mucho más espeso y que se aplica como tal en las fincas, no sin cierta dificultad. Su consistencia se debe fundamentalmente al tipo de alimentación seca y ausencia de concentrados. Al ingerir menos concentrados, las cachenas consumen menos sales minerales y menos proteína bruta, beben menos y por lo tanto se reduce la cantidad de orina. Esto merece ser señalado, ya que es importante cualitativamente para calcular, más adelante, la cantidad de nitrógeno volatilizado.

La superficie tiene unas necesidades de nutrientes en función del cultivo que alberguen. Lo ideal, sería hacer análisis de la composición del suelo en cada caso, incluso si las parcelas utilizadas son variables, convendría hacer varios análisis simultáneos para constatar esa variabilidad. Esta cuestión ayudaría incluso a mejorar el manejo de las cabezas de ganado en cada tipo de suelo de la misma explotación y da una idea del abanico de situaciones que los agrónomos tendrían que gestionar. En el caso que nos ocupa, se usan datos disponibles sobre suelos gallegos obtenidos de análisis realizados en años anteriores y hacen relación a las necesidades de N para prados y pastizales de Val do Dubra que figuran en las tablas editadas en el Plan de Xestión de Residuos de la Xunta de Galicia. En ese Plan las cifras que figuran son la cantidad de 134 kg N/ha.año relativas a dicho municipio. De la cantidad de 134 kg N/ha.año hemos deducido las necesidades de P_2O_5 y K según la proporción 25-7,5-30 en praderas polifitas (García González 2002). Un segundo dato, no menos importante, es que en los suelos agrícolas de este municipio se sobrepasan los niveles ecológicos en su conjunto, 229 kg de N y 95 para P_2O_5 (Castro Insua 1996), lo que vendría a justificar la urgencia de poner en práctica este tipo de trabajos en zonas geográficas concretas. Los suelos de Val do Dubra ocuparían el 10º lugar en un ranking de municipios gallegos que más N y P reciben en sus actividades agroganaderas. Con el ajuste de la cantidad de ganado y un buen manejo del mismo en relación a la superficie que lo sustenta, no tendría que perderse ningún nutriente si la totalidad son reutilizados en la producción de pasto. Se trata de conseguir este objetivo para que la situación de exceso de fertilizantes se vuelva reversible y puedan adecuarse las cantidades recibidas a las necesidades reales de producción.

Resumiendo, en lo que respecta a las cantidades nitrogenadas, se trata de cumplir una doble condición, que no se deben sobrepasar los 170 kg N/ha y año sabiendo

104

que las necesidades anuales para pastoreo de la zona son de 134 kg N. En función de estas cantidades nitrogenadas se pueden deducir las relativas al P, entonces, para los límites y necesidades de P_2O_5 se aplica la correlación 25/7,5/30 correspondiente al trinomio $N/P_2O_5/K_2O$. El valor fertilizante de las deyecciones es otra información necesaria para el resultado final, según el Código de Boas Prácticas, las cantidades de N y P_2O_5 de las deyecciones son las expresadas en la Tabla 1. Haciendo los cálculos, lo más exactos posibles, obtenemos que estas cabezas de ganado producen al año 1718 kg de N y 720 kg de P_2O_5 (Tabla 2).

	% N	% P_2O_5
Excrementos sólidos	0,35	0,28
Excrementos líquidos	0,70	0,01

Tabla 1.- Valor fertilizante en N y P_2O_5 de las deyecciones de vacuno según el Código de Boas Prácticas Agrarias

Deyecciones totales	Heces kg 68%	Orina kg 32%	N en heces	N en orina	N total	P_2O_5 en heces	P_2O_5 en orina	P_2O_5 total
372000	252960	119040	885	833	1718	708	11.9	720

Tabla 2.- Cantidades en kg de heces, orina, N y P_2O_5 en las deyecciones de vacuno

Resultados y discusión

N y P en el suelo

La legislación recomienda no rebasar la cantidad de 170 kg de N al año. Para aproximarse al valor real del N que llega a introducirse en el suelo de una u otra forma, tenemos que restar la cantidad de N volatilizado (Tabla 3). Se han restado los porcentajes que figuran en el balance nacional de N del Ministerio de Agricultura. En esos balances del ministerio se calculan unas pérdidas en el establo del 16% y en el exterior del 20%. Suponiendo que los animales están un tercio de su vida estabulados, sus deyecciones pierden un 16% en el cobertizo y luego un 20% en la fosa exterior durante el almacenamiento. Por tanto, en las deyecciones procedentes de la estabulación se conserva una cantidad final equivalente al 70% del inicial. Durante el pastoreo, las deyecciones se incorporarían de forma más inmediata, no hay almacenamiento temporal y por tanto las pérdidas son similares en porcentajes a las que se producen en el establo, incorporando un 84% del N de las deyecciones que se depositan durante el pastoreo. En intensivo, las pérdidas totales se corresponderían con el 32% del total, en nuestro caso, son menores debido al pastoreo y a que el purín almacenado en la fosa es más denso por las particularidades de la alimentación y por lo singular de esta raza bovina.

De igual forma que hay cantidades que se pierden a la atmósfera, hay otras que se incorporan. Tenemos que añadir las cantidades de N que se acumulan en el suelo por fijación biológica y por deposición. Las cantidades calculadas para las parcelas equivalen a la misma proporción que calcula el Ministerio de Agricultura para las hectáreas de pastoreo. Las cantidades fijadas biológicamente por leguminosas corresponderían a 7,2 kg por ha según datos ministeriales de 2004 en el balance anual de nitrógeno para la provincia de A Coruña. De igual forma, para la deposición atmosférica se han usado esas mismas tablas resultando la cantidad de 16 kg de N depositado por hectárea. Las cantidades finales que recibe la superficie de estudio figuran en la Tabla 4.

Las cantidades de P serían las de la Tabla 5. En función de las cantidades de N exigidas por la legislación y por las necesidades estipuladas para ese tipo de cultivo hemos deducido las cantidades de límites máximos y mínimos para el P, siempre según la relación 25/7,5/30 para $N/P_2O_5/K_2O$. En función de esa proporción, hemos establecido que para los pastizales de Val do Dubra, los márgenes de seguridad son para N 134-170 y para el P 40-56 expresados en kg/ha. Siendo la cantidad menor la estrictamente necesaria para el pasto y la cantidad mayor el límite a partir del cual el suelo no aprovecharía todos los nutrientes que recibe y una parte de ellos se perderá en las aguas del entorno. Todo esto se ha sintetizado en la Tabla 6

En (A) el N supera la dosis ecológica, pero podría no exceder si sólo se usan las deyecciones. Con la cantidad de abono (deyecciones más mineral) sí se sobrepasan las cantidades calculadas en dosis y en límites para N y P. En (B) nos ajustamos a las necesidades de P pero no se llega a las dosis recomendadas para N. Tiene especial relevancia el ajuste a la baja en P.

Nitrógeno excretado	Establo/ fosa (70% de 1/3)	en pastoreo (84% de 2/3)	N final por deyecciones
1718	401	962	1364

Tabla 3.- Kg de N que permanecen en las deyecciones generadas por los bovinos

	deyección	fertilizantes	N fijado	N deposición	N total	N/ha	N necesario	N ecológico
N(A)	1364	450	72	160	2046	205	134	170
N(B)	1364	0	118	278	1760	107	134	170

Tabla 4.- Estimaciones de las cantidades de N en kg/ha que se incorporan al suelo en relación a sus límites mínimos (necesario) y máximos (ecológico)

	fertilizantes	deyecciones	Kg total	Kg/ha
P_2O_5 (A)	450	720	1170	117
P_2O_5 (B)		720	720	43.6

Tabla 5.- Cantidades en Kg de P_2O_5 que se depositan en el suelo de la explotación estudiada

Resumen	UGM	Superficie	UGM/ha	kgN/ha	kg P_2O_5/ha	KgK_2O/ha
(A)	26	10	2,6	205	117	
(B)	26	16,5	1,74	107	43,6	
objetivo			<2	134-170	40-56	176-224
		Relación		25	7,5	30

Tabla 6.- Cuadro comparativo de las variables estudiadas en las condiciones preecológicas (A) y ecológicas (B)

Balance en las entradas/salidas N y P

A partir de los datos obtenidos del anterior apartado se hacen los cálculos de lo que entra y lo que sale del conjunto de la granja en cuanto a N y P_2O_5. Hemos considerado que los animales consumen el 100% de la producción de la pradera. Sin embargo se han obviado las posibles pérdidas por volatilización durante la fertilización mineral de N en (A) ya que se trata de pequeñas cantidades y depende mucho del manejo de los abonos.

Para ver los balances de entradas y salidas de la explotación, tenemos que considerar que entra y que sale de la misma (Novoa Martínez et al. 2004). De lo que entra y lo que sale hay que cuantificar las cantidades de esos elementos para ver si se acumula N y/o P susceptibles de contaminar el medio. Las entradas en el sistema son los abonos, el complemento alimenticio para terneros en crecimiento y la fijación/deposición de N en el suelo. Las salidas son las ventas de animales, los cadáveres que van a incineración, la volatilización de N y las pérdidas por lixiviación y escorrentía de P.

- Entradas en (A)

3000 kg de abono NPK 15-15-15 como fertilizante mineral

2000 kg de pienso (50 sacos de 40 kg/año)

fijación y deposición N

- Entradas en (B)

2000 kg de pienso

fijación y deposición de N

Salidas (A) y (B)

venta de 15 terneros

un cadáver

N volatilizado

lixiviación y escorrentía de P

La cantidad de N y P del pienso de (B) la ha calculado a partir de la información que aparece en la etiqueta impresa en los sacos: cebada 48,2%, guisantes 20%, maíz 10%, harina de soja 7,3%, trigo 5%, 15% de proteína bruta. Sabiendo que el pienso tiene un 15,51% de proteína bruta y que la proteína tiene aproximadamente un 16% de N: entran al año 48 kg de N por la adquisición de suplementos alimenticios procedentes de fuera de la granja. El P se calcula en base a las tablas FEDNA, componente a componente de la misma etiqueta obteniendo un resultado de 13 kg de P_2O_5. En las tablas, los datos vienen expresados en P como elemento químico, hay que aplicar un factor de corrección para hallar la cantidad de P_2O_5. El suplemento alimenticio en (A) es similar, se diferencia en la presencia de sustancias transgénicas y más aditivos.

Las salidas del sistema equivaldrían a 15 terneros de 6 meses de edad de 220 kg, un cadáver (1 UGM=350 kg), las pérdidas por lixiviación y escorrentía además de la volatilización de parte del N que llega por deyecciones. Las equivalencias en seres vivos según el Institut de l´Elevage (2003) serían en N 24 kg por tonelada de peso de los animales (24 kg/tmpv o lo que es lo mismo un 2,4%) y para el P_2O_5 16 kg (1,6%). Con estos porcentajes para los 15 terneros de 220 kg y un cadáver de 350 kg, salen anualmente 3650 kg de peso vivo, que incluyen 87 kg de N y 58,5 de P_2O_5.

Con buenas prácticas agrarias (Tabla 7) evitando pérdidas por volatilización, escorrentía, lixiviados, en (A) se acumulan claramente N y P, en sistema ecológico (B) hay un mayor

equilibrio. Si se producen sucesivos balances positivos de P y N, se podría llegar (en el peor de los casos y a largo plazo) a situaciones de eutrofización y declaración de zonas vulnerables por exceso de nitritos y nitratos en las aguas del entorno. Un escenario adverso, de malas prácticas agrarias, traería como consecuencia fugas de los dos elementos al medio que rodea a la granja y sobre el que tendrían influencia (Tabla 8).

	Abono mineral	pienso	Fijación deposición	Salidas ganado	perdidas	Balance total	Balance kg/ha
N(A)	+450	+48	+232	-87	-354	+289	+29
P_2O_5(A)	+450	+13		-58,5		+404,5	+40,5
N(B)		+48	+396	-87	-354	+3	+0.3
P_2O_5 (B)		+13		-58,5		-45,5	-2,75

Tabla 7.- Balance de N y P_2O_5 en Kg en el conjunto de la explotación en condiciones de buenas prácticas agrarias

	abono mineral	pienso	Salidas ganado	Lixiviación escorrentía	Pérdidas pastoreo	Balance kg total	P eutrofización
P_2O_5 (A)	+450	+13	-58,5	-87	-67	+250	155
P_2O_5 (B)			-58,5	-54	-42	-141	96

Tabla 8.- Balance de P_2O_5 en kg en condiciones de malas prácticas agrarias. El P eutrofización equivale al P_2O_5 en kg que contaminaría aguas continentales próximas

Si no se respetan los códigos (aplicación en días de lluvia, pisoteo excesivo, etc) estaríamos ante el peor de los escenarios que mencionábamos en el apartado anterior, y con este criterio comparando las cantidades de los balances, se podrían perder 155 y 96 kg de P (Castro Insua & Mateo Canalejo 1999) que podrían producir eutrofización en aguas próximas, además de empobrecimiento del suelo y descenso del rendimiento de la pradera. Incluso hay autores que hablan de márgenes entre el 20 y el 50% de pérdidas de P en caso de sobrepasar los niveles de saturación. Si una concentración de 0,1 mg/L de P puede causar este tipo de efectos dañinos en el agua, imaginemos que podrían hacer 155 kg que provienen de una granja solamente.

En líneas generales para evitar eutrofización y contaminación por exceso de nitrógeno, un buen manejo sería, por ejemplo, la aplicación de purín un mes antes del pastoreo o siega, para ensilar hace falta un poco más de tiempo, en torno a 45-50 días antes del corte. Toda aplicación de los purines (deyecciones en el establo) nunca debería hacerse inmediatamente antes del regadío o en días de lluvia. También debería estudiarse la posibilidad de acondicionar la fosa de las deyecciones para la permanencia de estas durante 3-4 meses.

Los análisis periódicos del suelo y del purín pueden cambiar todos estos datos. La climatología, las circunstancias puntuales de los animales, la calidad de la hierba varían de un año para otro y hay que estar atentos ante las modificaciones drásticas de algunos parámetros.

Resultados y discusión

Una vez hechos los cálculos, se pueden extraer algunas conclusiones. Una primera conclusión es que está justificada la carga ganadera de 2 UGM/ha. Una segunda es que en sistema ecológico podría ser insuficiente el N de las deyecciones para abonar los prados. En tercer lugar, el P alcanza la dosis indicada pero mínima, eso es la mejor de las noticias ya que la mayoría de los expertos en esta materia sostienen la mayor peligrosidad de este elemento. Si eso es cierto, todo el P que llega al suelo se aprovecha por las plantas y no habrá fugas al entorno. Una última conclusión es que sin buenas prácticas agrarias hay peligro de eutrofización y degradación del suelo, eso significa que si califican una ganadería como ecológica, no es suficiente. No basta la calificación, hay que procurar hacer un buen manejo para no contaminar el medio. Podría darse la paradoja de que, en un contexto de mala praxis, una actividad ecológica resultara nociva.

Otra cuestión llamativa es la siguiente: la superficie en (B) era de 16,5 ha, las UGM eran 26, el N era deficitario. Alguien puede plantearse aumentar la carga ganadera para compensar este déficit y aportar el N que falta sin modificar las condiciones de legalidad (2 UGM/ha). ¿Qué pasaría si se aumentara hasta 33 UGM? Con el mismo método que para los puntos anteriores se puede constatar que un aumento hasta 33 UGM, los cálculos “administrativos” respecto al N rebasarían lo permitido. Pero si calcula el N por la cantidad de deyecciones reales no alcanzaría los valores de límites máximos, valdría ecológicamente pero no para ser calificada ecológicamente por la administración, y

es curioso, ni siquiera se alcanzarían las cantidades que necesitaría este tipo de cultivo (134 kg). Todo esto se resume en la Figura 1.

Para este caso concreto, siempre que se trate de aumentar la carga ganadera no se podría superar la cantidad equivalente de 170 x 16,5 = 2805 kg N/ha.año. En el momento que superemos los 2805 habría que reducir el número de cabezas. No podríamos rebasar esa cifra, por tanto, se podrían subir unas UGM más y aportar el N que nos falta con fertilizantes autorizados.

Una vez hechos los cálculos se pueden hacer unas recomendaciones. La más inmediata tendría que ver con que el N no llega a las necesidades de la pradera. Si se añaden más cabezas de ganado se corre el riesgo cierto de sobrepasar los límites máximos de P, también se puede plantear disminuir la superficie de pastoreo, podría hacerse pero no cumpliríamos la fracción de 2 UGM/ha. Una solución más eficaz es usar gallinaza (que contiene mucho N), incluso se puede usar este tipo de fertilizante, es legal, siempre y cuando no provenga de explotaciones en régimen intensivo. Habría que hacerlo con mucho cuidado, de forma gradual y escalonada. Un exceso puntual de gallinaza “quemaría” la vegetación pratense. El déficit previsto de N también se solventaría prestando atención especial a la relación entre gramíneas y leguminosas, la fijación biológica por los tréboles es indispensable ya que, el hecho de no usar fertilizantes minerales, una cantidad insuficiente de estas plantas agravaría las necesidades de nitrógeno.

Otras recomendaciones generales, relativas al manejo del ganado y de los purines tendrían que ver con medidas propias de la lógica de la naturaleza y serían aplicables a todo tipo de actividad agropecuaria cumpliendo el mismo objetivo de procurar que los nutrientes se incorporen al suelo para minimizar las fugas. Una de estas recomendaciones son los filtros verdes en las inmediaciones de los cursos fluviales o riachuelos, consistiría en dejar crecer la vegetación en ambos lados para que ejerza de colador sobre la materia en suspensión transportada por el agua (macroscópica y microscópica); serían necesarios de 2 a 10 metros a ambos lados en función de los caudales a proteger. Otro método para evitar la escorrentía es impedir el acceso al ganado a estas zonas mediante alambradas, se procuraría cuidar el teórico filtro verde evitando el pisoteo excesivo e impidiendo que los animales depositen sus deyecciones directamente sobre el agua. De igual forma, las parcelas a pastorear o cultivar, podrían estar separadas por setos definitivos que sirven de barreras que evitarían la llegada de purines y materiales de erosión a los ríos y con el efecto beneficioso añadido de que los setos servirían de corredores naturales para la fauna, de lugares de ubicación de sus nidos y nichos, de fuente de alimento, de protección de las cosechas frente a inclemencias meteorológicas, de reservorios de biodiversidad, etc.

Otras actuaciones a nivel de la infraestructura de la explotación podrían hacerse en la fosa de purín. En nuestro caso, no es del todo importante, pero no está de más que recordemos que los efluentes que proceden de ensilados y estiércoles se puedan recoger en la fosa y así evitar estragos en aguas periféricas al establo. Se pueden también minimizar estos efluentes haciendo un buen presecado durante la henificación y ensilado, cubriendo los estiércoles en épocas de lluvia o estudiar incluso la posibilidad de hacer “compostaje casero” con la materia residual procedente del material de cama y de las sobras del alimento. Hay que tener presente la alta DBO de los efluentes ganaderos en silos y estiércoles.

Cabe señalar también, que no hay posibilidad de incremento de metales pesados en el entorno de este tipo de ganadería ecológica ya que los tratamientos veterinarios son insignificantes, la actividad humana dentro de la granja es mínima y los concentrados de la alimentación son naturales. Habría una vía de entrada de metales pesados si usamos estiércoles procedentes de otras explotaciones, pero la administración tiene previsto este problema autorizando solo fertilizantes orgánicos procedentes de sistemas en extensivo. Si se hacen las cosas conforme a lo reglamentario no tendría que haber problemas en este aspecto.

Conclusiones

A pesar do lo benignos que pueden ser “a priori” los métodos ecológicos en la actividad agraria, pueden ser dañinos si no se vigila la carga ganadera y no se realiza un manejo adecuado. Si se pretende un equilibrio de nutrientes que llegan al suelo y un segundo equilibrio en el balance de lo que entra y lo que sale de la explotación en su conjunto, no sólo se consigue una autosuficiencia económicamente rentable sino que ayudaría a la conservación del entorno evitando fugas de nutrientes a las aguas circundantes.

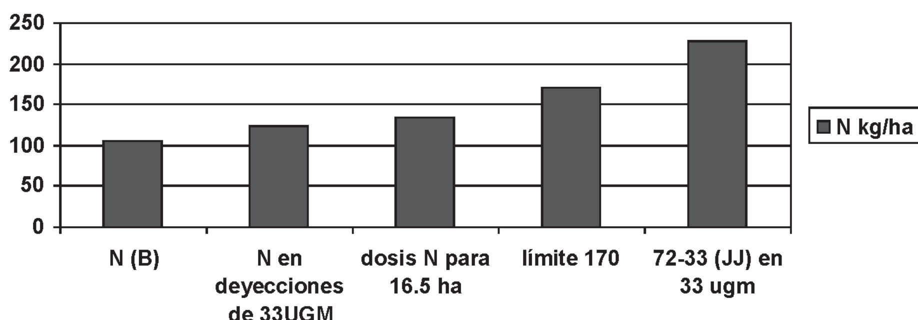


Figura 1.- Comparativa de las cantidades de N en Kg en distintas situaciones de carga ganadera: real N (B), en carga ganadera máxima de 33 UGM, límite mínimo (dosis de N necesaria en ese tipo de suelo), límite máximo (170 kg que no deben rebasarse) y N calculado por la administración (72-33) para la carga ganadera máxima permitida

En este caso de 26 UGM en 16,5 ha, hay un déficit de N, incluso en condiciones de carga ganadera máxima, detalle que no contempla la administración que sobrevalora a esta raza cachena. En una circunstancia de “alegalidad” por sobrecarga se puede estar en condiciones ecológicas en lo que se refiere al N.

Para el P, las cantidades depositadas en el suelo se ajustan con bastante exactitud en una situación de carga ganadera equilibrada. Importante consideración ya que la mayoría de las limitaciones en la aplicación de fertilizantes, purines o lodos de depuradora, se deben al P precisamente. Eso que el P es habitualmente poco abundante en el terreno, pero bajas concentraciones son suficientes para producir eutrofización. Hay autores que bajan el umbral de pérdida de P hasta 0,1 mg/L y otros incluso ponen el límite en 0,05 mg/L. Una pequeña pérdida irrelevante va a tener impacto en los acuíferos.

Otra de las conclusiones es que las deyecciones animales pueden ser suficientes para la fertilización del pasto. No obstante, para compensar el déficit a largo plazo que supondría la salida de animales, bien como venta o bien como animales muertos que van a ser incinerados, es necesario un aporte extra de alimentos procedentes del exterior a la propia producción. De no ser suficiente esta alimentación procedente del exterior, puede ayudar la aplicación de estiércoles procedentes de otras granjas en extensivo.

Para terminar, señalar que cada situación geográfica es distinta, lo mismo que cada suelo y por supuesto cada especie animal con sus distintas razas son aspectos a tener en cuenta. Si se hacen estos cálculos para Rubia Gallega, una vaca que es el doble de tamaño, la situación es totalmente distinta, aunque el método es válido para sacar conclusiones similares. Lo importante es evitar los excesos en la utilización de fertilizantes, por el bien de la economía de la explotación y por el bien común de tener las aguas continentales limpias. Evitemos las verdades incómodas.

Agradecimientos Al propietario de la explotación, José Antonio Liñares Rey, por su desinteresada predisposición aportando información y documentos para la realización de este trabajo. Y en un plano más objetivo, un segundo agradecimiento por apostar por estos métodos productivos beneficiosos para todos de los que esperamos le supongan la mayor de las satisfacciones en lo económico y en lo personal.

Bibliografía

Cairncross, F. (1991). Costing the Earth. Las Cuentas de la Tierra: economía verde y rentabilidad medioambiental.

Castro Insua, J. (1996). Producción de Purines en Galicia. Especial Referencia al purín producido en explotaciones lecheras. Valor agronómico. Centro de Investigaciones Agrárias de Mabegondo. A Coruña.

Castro Insua, J. (1999). Nitrógeno procedente de los purines de vacuno y porcino en Galicia. Actas de la XXXIX Reunión Científica de la S.E.E.P, pp 367-373. Sevilla.

Castro Insua, J. & Mateo Canalejo, E. (1999). Ciclos de Nutrientes en 12 Explotaciones Lecheras Gallegas: P y K. Actas de la XXXIX Reunión Científica de la SEEP, pp 373-378. Sevilla.

Consellería de Agricultura e Política Agroalimentaria. Xunta de Galicia. Código Galego de Boas Prácticas Agrarias. Directiva do consello 91/676/ CEE e Real decreto 261/91. Editado en 1999.

Consellería de Medioambiente. Xunta de Galicia. Estratexia Galega de Xestión de Residuos. Plan de Xestión de Residuos Agrarios de Galicia. DOG do 5 de decembro do 2000.

García González, J.J. (2002). Introdución para o Cálculo da cantidade máxima de Lodos de depuradora a aplicar por ha de SAU. Plan de Saneamento de Galicia 2000-2015. Área de Sistemas productivos da Consellería de Agricultura, Santiago de Compostela.

De la Roza Delgado, B., Argamentería Gutierrez, A. & Castro Insua, J. (2003). Recogida, Almacenamiento y Utilización de Purines en zonas húmedas. Mabegondo, A Coruña.

MAPA (2004). Anuario de Estadística Agraria. Servicio de Publicaciones del MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación). Balance de Nitrógeno en la Agricultura Española. Año 2004. Madrid, España.

Novoa Martínez, R., Castro Insua, J. & Baez Bernal, D. (2004). Balances de nutrientes como herramientas para la evaluación de la sostenibilidad de las explotaciones de vacuno de leche en Galicia. Producciones agroganaderas: Gestión eficiente y conservación del medio natural (vol I). XLV Reunión científica de la SEEP (sesión: Producción animal). A Coruña.

Rodero Franganillo, A. (2005). La conservación de las razas autóctonas y el desarrollo rural. Recursos Rurais. IBADER. Santiago de Compostela.

12 Gestión de residuos sanitarios en explotaciones ganaderas

G. Fernández · N. Lago · J. Pato

Introducción

Tenemos que tener en cuenta que, en la definición de residuos sanitarios, se van a incluir materiales con diferentes características. Por un lado, tenemos los materiales que pueden estar en contacto con animales infectados. En este caso tenemos el riesgo de la diseminación de una enfermedad entre los animales y, en el caso de zoonosis, de transmisión de enfermedades al hombre. Existen enfermedades que no tienen una regulación específica para la gestión de residuos. Es el caso de la tularemia, que, además de ser una zoonosis, tiene aspectos epidemiológicos relacionados con el medio ambiente. La tularemia es una enfermedad que afecta a diversos grupos de animales (mamíferos, aves, crustáceos) y al hombre. En Europa normalmente se presenta de forma epidémica en lagormorfos salvajes, provocando alta mortalidad. Principalmente, la existencia de cadáveres de animales que han padecido la enfermedad, pero también la eliminación no adecuada de los residuos sanitarios que se puedan generar, pueden provocar una contaminación del ambiente (principalmente acuático) e infecciones en animales, tanto salvajes como domésticos, y finalmente al hombre. Se ha descrito que, en cursos de agua, su agente etiológico *Francisella tularensis*, puede ser ingerido por amebas, provocando un incremento de su resistencia ambiental y su virulencia. En el hombre la enfermedad se relaciona principalmente por contacto mediante manipulación de lagomorfos infectados (cazadores, cocineros), consumo de liebres poco cocinadas (consumidores) y por consumo o contacto con agua contaminada. Sin embargo, como ha ocurrido en España después del brote de 1997, los casos en humanos pueden estar relacionados con la manipulación o consumo de cangrejos de río infectados, incluso años después del brote en lagomorfos.

Algunas enfermedades no consideradas zoonosis presentan normativas específicas en relación a la gestión de residuos sanitarios por el alto riesgo de diseminación de la enfermedad. Es el caso de enfermedades con gran capacidad de transmisión, como la peste porcina clásica, peste porcina africana y la fiebre aftosa, donde se estipula la gestión de residuos sanitarios y materiales o productos posiblemente contaminados en caso de sospecha o confirmación de un brote, para asegurar la no diseminación a otras explotaciones y evitar una epidemia. En estos casos quedan bajo la supervisión (autorización y condiciones para su realización) de los servicios veterinarios oficiales la manipulación, transporte, eliminación o salida de la explotación de estos residuos.

Otro grupo de residuos sanitarios son los medicamentos veterinarios. La gestión de residuos tiene importancia en relación a su composición, ya que incluyen, entre otros principios activos, antibióticos, hormonas o antiparasitarios, que pueden tener un efecto nocivo en el medio ambiente, como por ejemplo alterando las poblaciones microbiológicas.

Definición y clasificación de residuos sanitarios

Aunque existe diversa legislación que afecta a la gestión de los residuos sanitarios en las explotaciones ganaderas, como la Ley 11/1997 que regula los envases y los residuos de envases (BOE 1997), la Ley 10/1998 sobre normas reguladoras en materia de residuos (BOE 1998) o el Real

Departamento de Patoloxía Animal. Facultade de Veterinaria. Campus universitario, 27002 Lugo. Universidade de Santiago de Compostela. E-mail: gonzalo.fernandez@usc.es, Tfno: 982 822131

Decreto 833/1988 sobre residuos tóxicos y peligrosos (BOE 1988), nos centraremos en la normativa más específica en relación a este tipo de residuos.

En la definición de residuos sanitarios se incluyen diferentes elementos, de forma que son regulados por diversas normas. En Galicia los residuos sanitarios están regulados por el Decreto 460/1997 (DOG 1997). En él se define residuo sanitario como cualquier sustancia u objeto generado por las actividades sanitarias del cual se desprenda o tenga la intención u obligación de desprenderse su poseedor, en virtud de las disposiciones legales en vigor en esta materia. Entre las actividades sanitarias establece que serán consideradas las correspondientes a centros, servicios y establecimientos veterinarios asistenciales y centros de investigación animal.

Con esta definición general podemos intuir que los residuos sanitarios incluyen diferentes materiales que pueden tener distinta consideración y por lo tanto diferente tratamiento. Así el Catálogo Europeo de Residuos (CER) clasifica los residuos sanitarios en peligrosos y no peligrosos (Tabla 1).

Por ello es necesario clasificar los residuos sanitarios para poder establecer su adecuada gestión según su peligrosidad.

Así se han clasificado en la normativa gallega mencionada, de forma similar a otras comunidades autónomas:

Residuos sólidos urbanos: Son los que no presentan riesgo específico para la salud ni requieren precauciones especiales para su gestión. Se incluyen residuos como papel, cartón, vidrio, madera, restos de comida, material de jardinería y otros residuos similares a los domésticos. También se incluyen aquellos que, teniendo la consideración de residuos sanitarios especiales (infecciosos), hayan sido sometidos a algún proceso de desinfección, previa a su eliminación.

Residuos sanitarios asimilables a urbanos: Incluyen material de curas, tubuladuras, yesos, sondas, guantes y otros desechables quirúrgicos y en general cualquier material contaminado con sangre, secreciones o excreciones, pero que no se incluyan en la definición de residuos sanitarios especiales.

Residuos sanitarios especiales: Son los que pueden representar un riesgo específico para la salud laboral y pública o para el medio ambiente. Deben observarse especiales medidas de prevención en su gestión. En esta clase de residuos se incluyen los residuos infecciosos procedentes de animales infecciosos o inoculados con agentes infecciosos, entre los que se incluyen los causantes de algunas zoonosis como la brucelosis, carbunco, fiebre Q, rabia, muermo, tuberculosis o tularemia. También están incluídos los residuos cortantes o punzantes.

Residuos de naturaleza química y los tipificados en normativas singulares sujetos a requerimientos especiales desde el punto de vista sanitario y medioambiental: Se incluyen los medicamentos y productos veterinarios.

Peligrosos	No peligrosos
	Objetos cortantes y punzantes
Residuos con recogida y eliminación que requieren requisitos especiales para prevenir infecciones	Residuos con recogida y eliminación que no necesita requisitos especiales para prevenir infecciones
Productos químicos que consisten o contienen sustancias peligrosas	Productos químicos sin sustancias peligrosas
Medicamentos citotóxicos y citostáticos	Otros medicamentos

Tabla 1.- Clasificación del Catálogo Europeo de Residuos

Gestión de los residuos sanitarios

El tratamiento y la eliminación de residuos sanitarios deberán atender a criterios de inocuidad, higiene y salubridad, a fin de garantizar la eliminación de los microorganismos patógenos y la protección de la salud pública y del medio ambiente.

En el caso de residuos sanitarios clasificados como sólidos urbanos o asimilables a estos, se pueden recoger conjuntamente y en los mismos envases. Los residuos sanitarios especiales deberán ser segregados, identificados y envasados de forma separada a los anteriores. Los contenedores (bolsa o recipientes) deberán cumplir una serie de parámetros mínimos, como ser rígidos o semirígidos, estancos y opacos, poseer cierre hermético o que impida su apertura accidental y resistencia a la carga, ser asépticos en el exterior y que su composición garantice que, en su destrucción, se eviten emisiones tóxicas. Las características de los envases también varían según el tipo de residuo, así, en el caso de residuos cortantes o punzantes, los envases serán de un solo uso, rígidos, impermeables y que no permitan la perforación.

Los residuos clasificados como sólidos urbanos o asimilables a éstos (y por lo tanto no considerados tóxicos, contaminantes o peligrosos) pueden ser eliminados como tales, y por lo tanto se regulan por la Ley 42/1975 de residuos sólidos urbanos (BOE 1975).

En el tratamiento de los residuos sanitarios especiales se permite la incineración, desinfección u otro método autorizado que garantice la eliminación de microorganismos patógenos.

En cualquier caso se deberán cumplir las normativas generales sobre residuos que ya hemos mencionado.

Medicamentos veterinarios

Los medicamentos son productos beneficiosos para la salud. Muchos son inofensivos en el entorno, otros son potencialmente peligrosos. Si estos residuos no son debidamente gestionados, sus componentes pueden pasar al ciclo biológico y comportarse incluso de forma imprevista. En los últimos años se han desarrollado proyectos de investigación para conocer los riesgos de toxicidad, en los vertidos de origen farmacéutico, de las principales moléculas con un ciclo de vida persistente; entre ellos se incluye el proyecto europeo Eravmis, que se centra en el impacto de los antibióticos veterinarios.

Los medicamentos en general y en particular los medicamentos veterinarios están regulados por la Ley 29/2006 (BOE 2006), que los define como "toda sustancia o combinación de sustancias que se presente como poseedora de propiedades curativas o preventivas con respecto a las enfermedades animales o que puedan administrarse al animal con el fin de restablecer, corregir o modificar sus funciones fisiológicas ejerciendo una acción farmacológica, inmunológica o metabólica, o de establecer un diagnóstico veterinario. También se considerarán medicamentos veterinarios las premezclas para piensos medicamentosas elaboradas para ser incorporadas a un pienso".

Esta misma ley establece que los medicamentos veterinarios deben estar autorizados para su comercialización. Para obtener dicha autorización, se deben hacer estudios en relación a la eficacia y seguridad del medicamento, pero también sobre su influencia en el medio ambiente, cuando pueda dar lugar a una reacción residual a través de los productos de desecho. El Reglamento (CE) 726/2004 (DOUE 2004) y la Directiva 2001/82/CE (DOUE 2001) establecen procedimientos comunitarios para la autorización y el control de los medicamentos de uso humano y veterinario. El RD 1246/2008 (BOE 2008) incluye en la definición de riesgos relacionados con medicamentos veterinarios los de efectos no deseados en el medio ambiente. Este mismo RD establece que, en las solicitudes de registro de un medicamento veterinario, se incluyan los motivos de las medidas de precaución y seguridad que deban tomarse al almacenar el medicamento veterinario, al administrarlo a los animales y al eliminar los desechos, junto con una indicación de los riesgos potenciales que el medicamento veterinario pueda representar para el medio ambiente, para la salud humana y la sanidad animal y para las plantas.

Por tanto, el primer aspecto en la gestión de los medicamentos veterinarios como residuos es evaluar, previamente a su autorización, los posibles efectos nocivos para el medio ambiente y definir las medidas que puedan ser necesarias para reducir el riesgo. Estos estudios de ecotoxicidad tienen una primera fase obligatoria en la que se evaluará la amplitud de la exposición del medio ambiente al producto y a sus principios activos o metabolitos, teniendo en cuenta la especie de destino y el tipo de uso recomendado, el método de administración, la posible excreción al medio ambiente por los animales tratados, la persistencia en dichas excretas y la eliminación de productos residuales o no utilizados.

Si esta primera fase indicase la posible exposición del medio ambiente al producto, se evaluará la posible ecotoxicidad teniendo en cuenta la amplitud y duración de la exposición del medio ambiente al producto y la información sobre las propiedades fisicoquímicas, farmacológicas o toxicológicas.

Además, cuando se considere necesario, se realizarán estudios complementarios sobre el impacto del producto sobre el suelo, el agua, el aire, los sistemas acuáticos y los organismos distintos al de destino. También se estipula, en el caso de medicamentos veterinarios que contengan o se compongan de organismos modificados genéticamente, la evaluación del riesgo para el medio ambiente.

Otro aspecto a considerar en la autorización es que la presentación del medicamento veterinario facilite el reciclaje de sus envases y que se adecue a la dosis y pauta de tratamiento, minimizando la cantidad de producto que pueda sobrar y, por lo tanto, se convierta en un residuo.

Cuando proceda, tanto en el envase como en el etiquetado y prospecto, se indicarán las precauciones especiales que hayan de tomarse al eliminar el medicamento sin usar o los productos de desecho.

El segundo eslabón en la gestión de medicamentos para minimizar estos residuos sanitarios es el control en la distribución y dispensación, de forma que sean utilizados de forma controlada y solamente en los casos en los que sean necesarios. La normativa española exige para ciertos medicamentos la prescripción veterinaria, de forma que se respeten las pautas de tratamiento, dosis y vías de administración y se realicen los tratamientos únicamente en los casos necesarios y con un diagnóstico previo.

El último aspecto de la gestión de medicamentos, una vez considerados como residuos, es su eliminación. En este sentido se establece que el propietario o responsable de los animales ponga en práctica las medidas precautorias sobre la contaminación ambiental en la eliminación de restos de tratamientos o medicamentos y sus envases. Se establece además que los estados miembros asegurarán un sistema de eliminación adecuada de los medicamentos. El poseedor final de los residuos de envases deberá entregarlos, en condiciones adecuadas de separación por materiales, a un agente económico para su reutilización, a un recuperador, a un reciclador o a un valorizador autorizados.

En medicamentos de humana se ha establecido un sistema integrado de gestión. Sin embargo, en envases de uso y consumo exclusivo de explotaciones ganaderas este sistema es voluntario. Estos sistemas se basan en el depósito de los envases en puntos limpios con contenedores especiales, utilizando el mismo canal de

distribución de los medicamentos. El coste es gravado en el precio del medicamento. Esto todavía no ha sido desarrollado en relación a los medicamentos veterinarios, pero la experiencia observada en los de humana hace pensar que sea el sistema más viable de la gestión de la eliminación de estos residuos.

Bibliografía

BOE (1975). Ley 42/1975, de 19 de noviembre, que regula la recogida y tratamiento de los desechos y residuos sólidos urbanos. BOE (Boletín Oficial del Estado), nº 280, 21/11/1975. Madrid, España.

BOE (1988). Real Decreto 833/1988, de 20 de julio, que regula los residuos tóxicos y peligrosos. BOE (Boletín Oficial del Estado), nº 182, 30/7/1988. Madrid, España.

BOE (1997). Ley 11/1997, de 24 de abril, que regula los envases y residuos de envases. BOE (Boletín Oficial del Estado), nº 99, 25/4/1997. Madrid, España.

BOE (1998). Ley 10/1998, de 21 de abril, sobre normas reguladoras en materia de residuos. Madrid, España. BOE (Boletín Oficial del Estado), suplemento nº 96, 22/4/1998. Madrid, España.

BOE (2006). Ley 29/2006, de 26 de julio, de garantías y uso racional de los medicamentos y productos sanitarios. BOE (Boletín Oficial del Estado), nº 178, 27/7/2006. Madrid, España.

BOE (2008). Real Decreto 1246/2008, de 18 de julio, por el que se regula el procedimiento de autorización, registro y farmacovigilancia de los medicamentos veterinarios fabricados industrialmente. BOE (Boletín Oficial del Estado), nº 193, 11/8/2008. Madrid, España.

DOG (1997). Decreto 460/1997, de 21 de noviembre, que regula las condiciones para la gestión de los residuos sanitarios. DOG (Diario Oficial de Galicia), nº 245, 19/12/1997. Santiago, España.

DOUE (2001). Directiva 2001/82/CE, de 6 de noviembre, por la que se establece un código comunitario sobre medicamentos veterinarios. DOUE (Diario Oficial de la Unión Europea), nº 131/1, 28/11/2001. Estrasburgo, Francia.

DOUE (2004). Reglamento (CE) 726/2004, de 31 de marzo, que establece procedimientos comunitarios para la autorización y el control de los medicamentos de uso humano y veterinario y se crea la Agencia Europea de Medicamentos. DOUE (Diario Oficial de la Unión Europea), nº 136/1, 30/4/2004. Estrasburgo, Francia.

13 Gestión de subproductos animales no destinados al consumo humano (SANDACH)

G. Fernández · N. Lago · A. Prieto

Introducción

No se puede entender la actual legislación sobre subproductos animales sin tener en cuenta la situación que creó la aparición de la encefalopatía espongiforme bovina (EEB) y su asociación a una nueva variante de la enfermedad de Creutzfeldt-Jakob en humana en Europa en las dos últimas décadas. Esta enfermedad es producida por una proteína infectiva denominada prión que se acumula en diversos tejidos, principalmente en el sistema nervioso, de los animales enfermos. La EEB fue descrita por primera vez en el año 1986 en el Reino Unido y, ya en un primer momento se observó que el único elemento común de exposición de los animales afectados era la alimentación con piensos que contenían subproductos de origen animal. Por ello, la primera medida establecida para el control de la enfermedad fue la prohibición de la utilización de subproductos de origen animal en la alimentación de los bovinos. Pero la relación de la aparición de esta enfermedad con los subproductos animales hizo que se desarrollaran interrogantes sobre la eficacia de su control pensando no únicamente en la EEB sino en la posibilidad de aparición de otras enfermedades.

Esto llevó a una revisión de la legislación comunitaria sobre los subproductos animales basada en los siguientes aspectos:

- En la EEB no todos los tejidos animales presentaban la misma capacidad infectiva, estableciéndose los llamados Materiales Específicos de Riesgo (MER) en los que ha sido detectado el prión.

- El prión tiene una serie de características que le hacen resistente a métodos convencionales de desinfección y esterilización, lo que ha obligado a establecer otros que sean capaces de inactivarlo.

- El control de los subproductos debe comprender desde su producción hasta su utilización o eliminación.

- Debe asegurarse, como principio general, que no se realice canibalismo, de forma que los animales no sean alimentados con subproductos con origen en su propia especie.

- La alimentación de los animales debe realizarse a base de materias primas que tengan las mismas exigencias sanitarias que los alimentos para el consumo humano.

Todo esto llevó a la promulgación del Reglamento 1774/2002 (DOUE 2002), con el objetivo de asegurar una eliminación segura, y de acuerdo con el nivel de riesgo, de los subproductos no aptos para el consumo humano y animal. Los riesgos no se refieren únicamente a las encefalopatías espongiformes transmisibles (EET), en las que se incluye la EEB, sino también a otras infecciones, residuos peligrosos o residuos de medicamentos.

En la actualidad los subproductos están regulados por el Reglamento 1069/2009 (DOUE 2009) que establece las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano y deroga el Reglamento 1774/2002 (DOUE 2002). Este nuevo reglamento introduce algunas novedades:

- Establece el concepto de punto final como el momento de la cadena de transformación a partir del cual los subproductos no estarán sujetos a dicho reglamento, al entenderse que se han eliminado posibles riesgos mediante los tratamientos adecuados.

Departamento de Patoloxía Animal. Facultade de Veterinaria. Campus universitario, 27002 Lugo. Universidade de Santiago de Compostela. E-mail: gonzalo.fernandez@usc.es. Tfno: 982 822131

- Establece el carácter irreversible de las decisiones de los operadores. Si éstos consideran un producto de origen animal como subproducto, éste no puede volver a la cadena alimentaria.

- Refuerza la trazabilidad, al obligar al registro de transportistas de subproductos.

- Se flexibilizan los requisitos para el suministro de determinados subproductos animales a aves necrófagas con problemas de conservación.

- Contempla la posibilidad de que ciertos subproductos se puedan gestionar, en ciertas condiciones, bajo otros marcos legislativos.

Definición y clasificación de subproductos

Se definen los subproductos animales como los cuerpos enteros o partes de animales o productos de origen animal clasificados como de categorías 1, 2 o 3 no destinados al consumo humano, incluidos los óvulos, embriones y esperma.

Se excluye del ámbito de esta normativa:

- Los alimentos crudos para animales de compañía procedentes de comercios de venta al por menor o de animales sacrificados en la explotación para alimentación exclusiva del agricultor y su familia y destinados al consumo in situ.

- La leche líquida y el calostro utilizados en la explotación de origen.

- Los cuerpos enteros o partes de animales salvajes y sanos, a excepción del pescado desembarcado con fines comerciales y los animales utilizados para fabricar trofeos de caza.

- Los residuos de cocina, salvo que estén destinados al consumo animal o a la utilización en una planta de biogás o de compostaje o que procedan de medios de transporte internacional.

- Los óvulos, embriones y esperma destinados a la reproducción.

- El tránsito aéreo o marítimo (respecto a las condiciones de transporte).

Como ya se ha comentado el nivel o tipo de riesgo que presentan los subproductos animales puede ser muy diferente y, por tanto, los sistemas de tratamiento y eliminación que puedan tener. Por ello el reglamento hace una clasificación de los subproductos en tres categorías.

Cualquier material de una categoría que sea mezclado con una categoría inferior se considerará de la categoría de mayor riesgo (por ejemplo material de categoría 2 que sea mezclado con material de categoría 1 será considerado dentro de esta última).

Categoría 1:

Aquí se incluyen los subproductos con mayor riesgo. En relación a los materiales que puedan presentar riesgo en relación a una EET:

- Los subproductos con origen en animales relacionados con alguna EET, es decir animales sospechosos o confirmados con una EET, los sacrificados por medidas de erradicación de una EET.

- Los MER que sean definidos como tales.

- Los cuerpos enteros que contengan MER en el momento de su eliminación.

- Los materiales de origen animal recogidos al depurar aguas residuales de plantas de transformación de materiales de la categoría 1 y otros locales en los que se retiren o manipulen MER.

En relación a residuos peligrosos:

- Los subproductos con origen en animales a los que se hayan subministrado o detectado sustancias prohibidas o residuos de contaminantes medioambientales.

En relación a enfermedades exóticas:

- Los animales de compañía, de zoológico, de circo o de experimentación.

- Los animales salvajes con sospecha de padecer alguna enfermedad transmisible a las personas o animales.

- Residuos de cocina de medios de transporte internacional.

Son productos que, dadas sus características, no pueden llegar en ningún caso al consumo humano o animal y que deben ser transformados y eliminados por métodos que garanticen la anulación o inactivación del riesgo que entrañan.

Categoría 2:

En esta categoría intermedia se incluyen los subproductos no relacionados con los riesgos incluidos en la categoría anterior, pero que, sin embargo, debe ser asegurada su eliminación dado que no son aptos para el consumo humano o animal.

Se incluyen:

- Los cadáveres de los animales no incluidos en la categoría anterior y que no sean clasificados para el consumo humano.

- Los productos derivados de animales con residuos de medicamentos autorizados pero en concentraciones superiores al límite máximo de residuos (LMR).

- Los subproductos importados de países terceros que, no siendo de la categoría 1, presenten incumplimientos de los requisitos veterinarios de la Unión Europea.

- El material de origen animal recogido al depurar aguas residuales de plantas de transformación de la categoría 2 y de otros locales en los que no se retiren MER.

- El estiércol y contenido del aparato digestivo.

- Cualquier otro subproducto animal distinto a los incluidos en las categorías 1 y 3. Como ejemplo podemos mencionar a la leche o carne con origen en animales con una enfermedad transmisible.

Categoría 3

En este grupo se incluyen los subproductos considerados aptos para el consumo humano y que, por razones de tipo industrial o comercial, pero no sanitario, son utilizados como tales. También se incluyen subproductos que han sido declarados no aptos para el consumo humano pero no proceden de animales con enfermedad transmisible ni cualquiera de las condiciones para ser declarada de la categoría 1 o 2. Por lo tanto representan el menor grado de riesgo.

En este grupo se incluyen productos derivados de animales:

- Declarados aptos para el consumo.

- No aptos para el consumo pero que no presentan enfermedad transmisible.

- Declarados para el consumo humano pero que procedan de canales si consideradas como tales.

- Derivados de la elaboración de productos destinados al consumo humano (incluidos los productos a base de pescado).

- Leche cruda, conchas, subproductos de incubación o cáscaras de huevos con fisuras procedentes de animales sin enfermedad transmisible.

- Peces u otros animales marinos (no mamíferos) capturados en alta mar para la producción de harina de pescado.

- Residuos de cocina distintos a los incluidos en la categoría 1.

Manipulación, almacenes intermedios, transformación y eliminación

Cada subproducto deberá ser sometido a estos procedimientos (transformación y eliminación) de acuerdo, al menos, a la categoría correspondiente o a categorías inferiores (por ejemplo un material de categoría 2 puede ser transformado como categoría 1 pero nunca como categoría 3).

Todos los subproductos animales y los productos transformados serán recogidos, transformados e identificados a excepción de los residuos de cocina de la categoría 3, los productos transformados procedentes de material de categoría 3 que los minoristas suministren a usuarios finales y el estiércol transformado dentro de la misma comunidad autónoma en la que sea producido.

En la legislación se indican normas referentes a:

- Condiciones de las instalaciones.

- Identificación y etiquetado de las materias primas.

- El equipamiento de los vehículos y los contenedores y las condiciones de transporte.

- Los documentos comerciales y certificados sanitarios que acompañan a los diferentes materiales.

Condiciones de las instalaciones

Las instalaciones intermedias (almacenes), las plantas de transformación o incineración deben estar autorizadas para cada categoría.

Los requisitos que se exigen son en relación a impedir cualquier riesgo de propagación de enfermedades transmisibles y se refieren a:

- Naturaleza de las instalaciones y el diseño de los locales.

- Higiene del personal.

- Protección contra las plagas (insectos, roedores y aves silvestres).

- Evacuación de las aguas residuales.

- Temperaturas de almacenamiento.

- Limpieza y desinfección de los contenedores y de los vehículos de transporte (excepto limpieza y desinfección de los buques).

Todas las plantas para cada método de transformación deberán establecer y aplicar métodos de vigilancia y control de los puntos críticos en función de los procedimientos utilizados. Entre los puntos críticos deberán incluirse, al menos, los siguientes:

- La dimensión granulométrica de la materia prima.

- La temperatura alcanzada en el proceso de tratamiento térmico.

- La presión aplicada.

- La duración del proceso.

Según el producto, deberán tomar muestras representativas para analizarlas en el laboratorio.

La autoridad competente deberá efectuar controles y suspender la autorización si dejan de cumplirse los requisitos que hayan dado lugar a su obtención.

Identificación y etiquetado

Los materiales y subproductos transformados serán identificados con una leyenda según la categoría:

- Categoría 1: “solo para eliminación”.

- Categoría 2: "no apto para consumo animal" o "apto para la alimentación de…" cuando así se use excepcionalmente y "estiércol" cuando sea estiércol o contenido del tubo digestivo.

- Categoría 3: "no apto para el consumo humano".

Equipamiento de vehículos y condiciones de transporte

Serán sellados y herméticos. Si son envases a reutilizar llevarán productos de una única categoría y se realizará limpieza y desinfección después de cada uso. Si son envases no reutilizables serán eliminados o incinerados.

Documentos comerciales y cerficados sanitarios

El documento comercial constará al menos de original y dos copias. El original acompañará al envío hasta su destino final, una copia será para el productor y otro para el transportista.

Tras el transporte de material de la categoría 1 a plantas intermedias, plantas de incineración o de transformación, se devolverá a origen (industria de alimentación) una copia firmada y sellada del documento de acompañamiento.

Para el movimiento intracomunitario, el estado miembro de destino deberá haber autorizado la recepción en el caso de material y subproductos transformados de las categorías 1 y 2 y en el caso de proteínas animales transformadas. Los lotes se identificarán y transportarán directamente a la instalación de destino. Los estados miembros se comunicarán los movimientos de estos materiales mediante el sistema TRACES.

Estas medidas son fundamentales para el control del movimiento de estas sustancias dado que aseguran la trazabilidad y el control de este tipo de productos.

Transformación y eliminación

Se establecen una serie de restricciones en el uso de subproductos. Así quedan prohibidos los siguientes usos de subproductos animales y productos transformados de animales en la alimentación animal:

- La alimentación de animales con proteínas animales transformadas derivadas de animales o partes de animales de la misma especie. Se permite el reciclado de subproductos de peces silvestres en la producción de alimentos para peces de piscifactoría.

- De animales de granja distintos de los animales de peletería con residuos de cocina o piensos que contengan residuos de cocina o se deriven de ellos.

Los abonos y las enmiendas del suelo de origen orgánico definidas como "materiales de origen animal, que se utilicen juntos o por separado para mantener o mejorar la nutrición de las plantas y las propiedades físico-químicas y la actividad biológica de los suelos" pueden incluir estiércol, contenidos del tubo digestivo, compostaje y residuos de fermentación y se producirán únicamente a partir de material de las categorías 2 y 3 (regulado por el Reglamento 181/2006, DOUE 2006).

El responsable de las tierras en las que se utilicen abonos y enmiendas del suelo de origen orgánico (menos el estiércol), y a las que puedan acceder animales de granja, tiene la obligación de mantener un registro, al menos durante dos años, de las cantidades utilizadas, las fechas y lugares de aplicación y las fechas en las que se permite el pastoreo de ganado o se han sembrado con cultivos destinados a la alimentación animal.

Los animales de granja no pueden acceder a las tierras en las que se utilicen los productos antes mencionados durante 21 días (período que puede ser aumentado por razones de sanidad animal o de salud pública) desde la fecha de la última aplicación y siempre que no se considere que ello supone un riesgo para la sanidad animal o la salud pública. La normativa indica que se elaborarán códigos de buenas prácticas agrícolas para esta utilización.

Métodos de transformación y eliminación

Existen diferentes métodos de transformación y eliminación según la categoría de cada producto. Las plantas de categoría 1 y 2 pueden compartir el mismo edificio o local pero tienen que presentar separación física entre ambas instalaciones y disponer de zonas de recepción, equipos, personal, zona de almacenaje y salida independientes.

La incineración o coincineración se puede utilizar directamente en cualquier categoría o tras el tratamiento del material según los métodos de transformación del 1 al 5. La incineración o coincineración deberá cumplir la Directiva 2000/76/CE (DOUE 2000), salvo en lo que ésta no sea de aplicación (por ejemplo la incineración de cadáveres enteros que está regulada por el Reglamento 1069/2009, DOUE 2009).

Las instalaciones de incineración o coincineración se clasifican en:

- Instalaciones de baja capacidad (menos de 50 kg/hora), que se utilizarán únicamente para la eliminación de animales de compañía muertos, MER y cadáveres con MER y material de las categorías 2 y 3. Cuando se sitúen en una explotación solamente será para el material procedente de ésta y se deberán respetar unas exigencias estrictas en cuanto al diseño y a la limpieza de las instalaciones, condiciones de emisión de gases, vertido de las aguas residuales, residuos (cenizas, escorias pesadas, polvo) y medición de la temperatura y las condiciones de incineración de los MER.

- Instalaciones de alta capacidad a las que no se aplica la Directiva 2000/76/CE (DOUE 2000), cumplirán además controles sobre el vertido de aguas residuales.

Además existen 7 métodos que pueden ser aplicados (Figura 1) para la transformación de productos animales. Antes de cualquier transformación, los productos deberán pasar por un

MÉTODO	TAMAÑO (mm)	TRATAMIENTO	TEMPERATURA (º C)	TIEMPO (min)	PRESIÓN (atm)
1	50	Único:	133	20	3
2	150	Tratamientos consecutivos:	100	125	-
			110	120	-
			120	50	-
3	30	Tratamientos consecutivos:	100	95	-
			110	55	-
			120	13	-
4	30	Tratamientos consecutivos:	100	16	-
			110	13	-
			130	3	-
5	20	Tratamientos consecutivos:	80	120	-
			100	60	-
6	50	Único:	90	60	-
	30	Único:	70	60	-
7	Método aprobado por la autoridad competente por el que se demuestre, con muestreo diario durante un mes, ausencia de salmonela en 25 gr. y, respecto de las enterobacterias, que de 5 muestras diarias, como máximo dos estén entre 10 y 300 bacterias /gr., y las tres restantes por debajo de 10 bacterias /gr.				

Figura 1.- Métodos de transformación de subproductos animales

dispositivo de control para comprobar la presencia de cuerpos extraños, como materiales de embalaje o piezas metálicas.

Existen varias posibilidades según el tipo de planta y categoría de un material. Los subproductos transformados, según el caso pueden ser utilizados como las grasas en plantas oleoquímicas o para la producción de biodiesel, usados como abonos, producción de biogás por hidrólisis a alta presión, producción de compostaje o eliminación en vertedero autorizado. Como es lógico existen restricciones a estos usos en los casos de materiales que plantean un mayor riesgo. Así no pueden ser eliminados en vertedero los subproductos transformados procedentes de animales relacionados con una EEB.

En el caso de las plantas de transformación de categoría 3 se pueden tratar proteínas animales elaboradas y otros productos transformados que pueden destinarse a piensos en los animales en los que así esté permitido (como perros y gatos). En este caso se exige que los productos finales cumplan unas condiciones mínimas microbiológicas que aseguren la eliminación de agentes infecciosos como salmonelas o enterobacterias.

Otros tratamientos que se pueden realizar según el caso son:

- Tratamiento por hidrólisis alcalina: tratamiento con una solución de NaOH o KOH a más de 150ºC y 4 atmósferas de presión. El tiempo varía según el tipo de material.

- Hidrólisis a alta presión y temperatura: en un reactor biolítico a 12 atmósferas de presión durante 40 minutos.

- Proceso de gasificación de Brookes: Combustión a alta temperatura con exceso de oxígeno para oxidar completamente la materia orgánica.

- Directamente a un vertedero autorizado en los casos que se autorice tras su transformación y directamente si se trata de residuos de cocina.

- Ensilado o compostaje: material derivado del pescado.

- Como materia prima en una instalación de biogás o de compostaje: estiércol, contenido de tubo digestivo, leche y calostro (siempre que no exista riesgo de propagar enfermedades transmisibles) material de la categoría 3.

- Aplicarlo directamente a la tierra: estiércol, contenido de tubo digestivo, leche y calostro (siempre que no exista riesgo de propagar enfermedades transmisibles).

Existen además los denominados productos técnicos que se definen como productos derivados directamente de algunos subproductos animales, destinados a fines distintos del consumo humano o animal. La normativa establece las condiciones higiénicas para su tratamiento, que son:

- Trofeos de caza.

- Pieles curtidas y tratadas.

- Lana transformada, pelo, cerdas, plumas y partes de plumas.

- Suero procedente de équidos.

- Productos hemoderivados: solo se podrán elaborar a partir de partes de animales sacrificados que sean aptos para el consumo humano pero que no se destinen a este fin por motivos comerciales, o que hayan sido rechazadas al no ser aptas para el consumo humano pero que no presenten signo alguno de enfermedad transmisible y procedan de canales aptas para el consumo humano.

- Productos farmacéuticos, los productos sanitarios, los cosméticos.

- Productos a base de huesos para porcelanas, gelatina y cola.

- Abonos orgánicos, enmiendas del suelo, estiércol transformado.

- Grasas extraídas destinadas a fines oleoquímicos y derivados de las grasas.

- Leche y los productos lácteos.

Gestión de cadáveres en Galicia

En Galicia existen tres plantas de categoría 1 y una planta intermedia de categoría 1, que son empresas vinculadas a la recogida de los cadáveres de las explotaciones.

Los ganaderos formalizan todos los años un seguro para la recogida de los cadáveres, y en caso necesario realizan una

llamada a un teléfono para que los animales sean recogidos por camiones autorizados para este tipo de transporte.

En las plantas de transformación se utiliza el método 1 y las harinas y grasas producidas son enviadas a diversas plantas incineradoras autorizadas.

Existen además al menos tres plantas de categoría 2 y nueve plantas de transformación de categoría 3.

Excepciones

Son excepciones que se pueden autorizar por el estado miembro, pero que necesitan una previa autorización de la Unión Europea (Real Decreto 1429/2003) (BOE 2003).

Es el caso de:

- El enterramiento de los animales de compañía.

- Incineración o enterramiento "in situ" de animales procedentes de zonas remotas, en caso de materiales de las categorías 2 y 3 o cuerpos enteros de animales muertos que contengan MER, cuando en el momento de la eliminación el MER no se haya retirado.

- En caso de un brote de enfermedades de la lista A de la Organización Mundial de la Sanidad Animal (fiebre aftosa, peste porcina africana, etc.), cuando se deniegue su transporte a la planta de incineración o transformación más próxima ante el peligro de propagar riesgos sanitarios o la capacidad de dichas plantas haya quedado desbordada por la extención de la epidemia.

- Abejas y productos avícolas de la categoría 2.

En todo caso no se pueden aplicar estas excepciones a animales positivos o sospechosos de una EEB y, en el caso del resto de los subproductos de la categoría 1, solamente con autorización y supervisión de la autoridad competente y siempre que ésta considere que se impide todo riesgo de transmisión de la EEB.

En todo caso se asegurará que no existe ningún peligro para la salud humana o animal y que se impide el abandono, vertido o eliminación incontrolada de subproductos animales.

Otra excepción es la utilización de subproductos animales con fines de diagnóstico, educación e investigación o para actividades de taxidermia en las plantas técnicas autorizadas.

Utilización de subproductos animales en la alimentación animal

Se pueden utilizar subproductos animales como materia prima en una fábrica de alimentos para animales de compañía y accesorios masticables según el caso.

En los alimentos que se administran crudos, solamente se puede utilizar partes de animales sacrificados que sean aptas para el consumo humano pero que no se destinen a este uso por motivos únicamente comerciales (materiales de la categoría 3).

En los alimentos que son tratados antes de su consumo, se pueden utilizar materiales de la categoría 3 con algunas excepciones: sangre, pieles, pezuñas, plumas, lana, cuernos y pelo de animales muertos en explotación, aunque no presenten signos de enfermedad transmisible, y residuos de cocina.

Se puede autorizar, asimismo, y con algunas condiciones la alimentación de animales de zoológico, circo, reptiles y aves de presa, animales de peletería, animales salvajes cuya carne no esté destinada al consumo humano, perros procedentes de perreras reconocidas o para gusanos de cebo con materiales de la categoría 2 (de animales sin enfermedad transmisible) o categoría 3 (menos sangre, pieles, pezuñas, plumas, lana, cuernos y pelo no aptos para el consumo humano) y siempre evitando el canibalismo.

También se podrá autorizar alimentar a especies de aves necrófagas en peligro o protegidas con cuerpos enteros de animales muertos que contengan MER pero no estén relacionados con un caso de EEB.

Bibliografía

BOE (2003). Real Decreto 1429/2003, de 21 de noviembre, que regula las condiciones de aplicación de la normativa comunitaria de subproductos de origen animal no destinados a consumo humano. BOE (Boletín Oficial del Estado), nº 280, 22/11/2003. Madrid. España.

DOUE (2000). Directiva 2000/76/CE, de 4 de diciembre, sobre incineración de residuos. DOUE (Diario Oficial de la Unión Europea), nº 332/91, 28/12/2000. Estrasburgo, Francia.

DOUE (2002). Reglamento (CE) 1774/2002, de 3 de octubre, que establece las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano. DOUE (Diario Oficial de la Unión Europea), nº 273 , 1. Estrasburgo, Francia.

DOUE (2006). Reglamento (CE) 181/2006, de 1 de febrero, que modifica el Reglamento (CE) 1774/2002 de 3 de octubre en lo relativo a los abonos y las enmiendas de origen orgánico, con excepción del estiércol. DOUE (Diario Oficial de la Unión Europea), nº 29/31, 2/2/2006. Bruselas, Bélgica.

DOUE (2009). Reglamento (CE) 1069/2009, de 14 de noviembre que establece las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano y deroga el Reglamento 1774/2002. DOUE (Diario Oficial de la Unión Europea), nº 300/1, 14/11/2009. Estrasburgo, Francia.

14 Potencial fertilizante del estiércol deshidratado y granulado de pollo en cultivos hortícolas y forrajeros

M.E. López-Mosquera · E. Carral · A. López-Fabal · M.T. Rodríguez-López · M.J. Bande · F. Cabaleiro · E. Carballo · J. García-Fernández · R. Gómez-Sánchez · M.P. Ferreira · M. Matos · M.J. Sainz

Introducción

En cualquier sociedad desarrollada el aumento del nivel de vida conlleva un incremento en la producción de residuos que normalmente contaminan el medio. La lucha contra los procesos contaminantes es cara y en muchos casos no se justifica desde el punto de vista puramente económico. Sin embargo, con el reciclado o reutilización de los residuos, los costes pueden ser asignados a una nueva forma de producción al emplear los residuos como recursos, táctica que se enmarca dentro del denominado desarrollo sostenible.

Según la Ley de Residuos (BOE 1998), se puede definir residuo como *"cualquier materia generada en las actividades de producción y consumo social que no alcanzó, en el contexto en que se produce, ningún valor económico"*. Esta definición es muy amplia e incluye la totalidad de los productos residuales que se originan en el sistema actual de vida.

La producción agrícola es la que genera la mayor parte de los residuos en España, con más de 120 millones de toneladas en el año 2001. En la tabla 1 se presentan las cantidades totales de estiércol por especies que se produjeron en Galicia y en España, según el censo y producciones ganaderas en el año 2003 (MAPA 2005).

En España, la mayor parte de las deyecciones se producen en explotaciones de bovino y porcino, seguido de las de ovino. En Galicia, son las explotaciones de bovino las que originan la mayor parte de las deyecciones, el porcino ocupa el segundo lugar, con mucha menos producción en relación al del bovino que en el conjunto del Estado, y las explotaciones avícolas ocupan el tercer puesto. En 2003 las explotaciones avícolas contribuyeron con un 7,94% a la producción total de deyecciones animales en Galicia, y con un 8,39% en España.

La política global contemplada por la Unión Europea para la gestión de residuos y las líneas de actuación de la ley de residuos 10/1998, del 21 de abril, intentan maximizar la prevención y la valorización, y minimizar la eliminación.

Estos residuos, mal utilizados, pueden originar problemas ambientales importantes. Por ello, deben ser estudiados, analizados y valorizados, permitiendo considerarlos como recursos y minimizando los daños que sobre el medio puedan originar. La valorización se refiere a *"todo procedimiento que permita el aprovechamiento de los recursos contenidos en los residuos sin poner en peligro la salud humana y sin usar métodos que puedan causar perjuicios en el medio ambiente"* (Ley de residuos, BOE 1998).

Los residuos procedentes de la cría del ganado fueron durante mucho tiempo los abonos tradicionales empleados en los suelos de cultivo; sin embargo, hoy constituyen "un problema" en muchas zonas donde la ganaderia intensiva produce gran cantidad de residuos con escasa base territorial para acogerlos.

La aplicación de estos residuos con fines agrícolas puede resolver los problemas que supone el incremento progresivo en su producción y conseguir al mismo tiempo el mínimo impacto ambiental. Estas aplicaciones pueden ser en forma de enmiendas, como abonos orgánicos, ser empleados para el control de plagas o como substratos de cultivo.

IBADER. Universidade de Santiago de Compostela. Campus de Lugo, 27002 Lugo. E-mail: melvira.lopez@usc.es, Tfno: 982 823134, Fax: 982 285926

Especie	Galicia	España
Bovino	6.909,6	42.085,3
Ovino	98,8	12.128,2
Caprino	18,7	1.458,4
Porcino	907,2	25.242,0
Equino	242,5	2.637,8
Avicultura	712,7	7.695,4
Conejos	85,7	407,2
TOTAL	**8.975,1**	**91.654,3**

Tabla 1.- Producción de deyecciones animales (miles de toneladas) en Galicia y España en el año 2003 (Fuente: MAPA 2005)

Estiércol de pollos de engorde

El estiércol de pollos de engorde, que en castellano es conocido comúnmente con el nombre de "gallinaza sólida", es el producto de la fermentación de los excrementos de pollo con una cama, que suele ser un material ligno-celulósico, como serrín de pino, eucalipto u otra especie arbórea, paja, etc. Recientemente se introdujo en el norte de España la cascarilla de arroz (subproducto de la industria arrocera) como cama para los animales, dado que en estos últimos tiempos la mejora en las condiciones de manejo a través de la compactación y formación de pacas de cáscara de arroz, facilitaron y redujeron los costes de transporte de este subproducto.

En España, en los últimos años, se incrementó la producción de este tipo de estiércol, observándose un aumento de un 20,6% en el período 1990-2003 (MAPA 2005). Galicia constituye la quinta comunidad autónoma en producción de estiércol procedente de la cría de aves.

El principal destino del estiércol de pollo es su aplicación en terrenos agrícolas como fertilizante durante la primavera y el otoño, contribuyendo de esta manera al ahorro en fertilizantes minerales y por tanto al desarrollo de una agricultura sostenible. Sin embargo existen otros destinos posibles: como fuente de combustible (Jenner 1997), para la producción de energía mediante incineración o digestión anaerobia (Martin & Lefcort 2002), como alimento para la cría de peces o cultivo de algas (Jenner 1997), o como alimento del ganado, un destino este último que, si bien se utiliza cada vez más, aún sigue en fase de estudio e investigación en diferentes países del mundo (Kwak & Kang 2006; Negesse et al. 2007).

Estiércoles	% N	% P_2O_5	% K_2O
Estiércol de vacuno	1,5	1,5	1,2
Estiércol de pdlo	**3,0**	**3,0**	**2,0**
Estiércol de oveja	0,6	0,3	0,2
Estiércol de cerdo	0,6	0,4	0,1

Tabla 2.- Contenido en N, P y K de diferentes estiércoles (Fuente: Mitchell 1999)

Valor fertilizante del estiércol de pollo

El estiércol avícola es un fertilizante orgánico de alto contenido en nutrientes y bajo grado de humedad (Stephenson et al. 1990). Su composición, aunque variable, lo convierte en una fuente de materia orgánica y de elementos fertilizantes para el suelo (N, P, K, Ca, Mg y oligoelementos), que incrementan la capacidad de intercambio catiónico, originando un intercambio constante de nutrientes entre la planta y la solución del suelo, por lo que se emplea normalmente como abono y enmienda orgánica en numerosos cultivos.

El estiércol de pollo aporta materia orgánica, que puede actuar sobre las propiedades físicas del suelo, mejorando su estructura, aumentando la capacidad de retención de agua y disminuyendo el riesgo de erosión. También aporta substancias orgánicas activas o complejos órgano-minerales solubles, que pueden actuar sobre el sistema suelo-planta al estimular directamente el desarrollo vegetal y mejorar la nutrición de las plantas (Gallardo-Lara & Nogales 1987; Vázquez et al. 1996).

Por otro lado, la gallinaza sólida contiene 63 millones de microorganismos por g de gallinaza seca que participan activamente en el ciclo de los elementos, aumentando cuantiosamente los encimas y metabolitos microbianos, lo que puede favorecer la estimulación de substancias de acción fitohormonal y al mismo tiempo que se produzcan vitaminas (Díaz-Burgos et al. 1993).

En la composición del estiércol de pollos también hay cantidades variables de metales pesados (Flynn et al. 1995; El Nadi et al. 1995), que se encuentran por debajo de los límites máximos tolerables por la legislación española. Así mismo la presencia de patógenos en este tipo de fertilizante orgánico no es peligrosa para su incorporación al suelo (Carballas 1996).

Análisis hechos por distintos investigadores muestran que el estiércol de pollo contiene más N y P que otras clases de estiércol. En la tabla 2 se presenta la riqueza en nitrógeno, fósforo y potasio del estiércol fresco de pollo frente al de ganado ovino, porcino y vacuno, según los datos aportados por Mitchell (1999).

En la tabla 3 se presentan las principales características físico-químicas y químicas del estiércol de pollos de engorde, según diferentes autores.

Factores limitantes del estiércol fresco de pollo

A pesar de los beneficios citados anteriormente, hay que tener en cuenta que ciertas características podrían limitar la utilización de este fertilizante orgánico sólido.

El pH del estiércol de pollo es elevado, debido a la absorción de amonio por la cama. Esto puede dar lugar a problemas de basicidad cuando se aplique en suelos

Parámetro	Media	Intervalo	Referencias
Humedad (%)	25,2 ± 4,4	19,5 - 30,6	6,9,10,11,16,17
C.E. (dS m^{-1})	10,3 ± 3,4	6,3 - 12,6	9,10,17
pH (H_2O)	7,8 ± 0,8	6,3 - 8,4	6,9,10,11,15,17
C (%)	34,3 ± 3,8	29,3 - 38,8	6,9,10,11,14,15,17
N Total (%)	3,6 ± 0,7	2,6 - 5,3	1,2,3,6,7,8,9,10,11,12,14,15,17,18
C/N	8,5 ± 1,6	6,4 - 11,8	6,7,9,10,11,14,15,17
N Amoniacal (%)	0,5 ± 0,2	0,3 - 1,0	8,9,10,11,14,15,17,18
N Nítrico (%)	0,06 ± 0,04	0,005 - 0,100	9,10,11,14,15
N Orgánico (%)	2,9 ± 0,4	0,3 - 3,3	8,9,10
N Ureico (%)	0,9 ± 0,4	0,7 - 1,1	9,10,11
P (%)	1,6 ± 0,5	0,6 - 3,9	2,3,5,8,10,11,12,15,16,17,18
K (%)	2,3 ± 0,7	0,7 - 5,2	2,3,5,8,10,11,12,15,16,17,18
S (%)	0,5 ± 0,1	0,2 - 0,8	15,16,17
Na (%)	0,71 ± 0,01	0,69 - 0,71	5,15
Ca (%)	2,2 ± 0,6	0,8 - 6,1	2,3,5,11,16,17
Mg (%)	0,4 ± 0,1	0,2 - 0,9	2,3,5,11,16,17
	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	
Co	2	-	5
Cu	384,6 ± 202,9	22,7 - 1.003,0	3,5,11,16,17
Fe	1.852,1 ± 856,9	529,0 - 2.982,0	1,3,5,12,16
Mn	381,0 ± 169,9	125,0 - 667,0	3,5,11,16,17
Mo	7,4 ± 2,38	5,7 - 9,07	1,13
B	52,44 ± 15,40	23,0 - 125,0	4,5
Zn	319,6 ± 183,4	54,0 - 680,0	2,3,5,11,12,16,17
Cd	2,4	-	5
Ni	94,5 ± 122,96	7,6 - 181,5	5,11
Pb	34,8 ± 28,57	14,6 - 55,0	5,11
Cr	8,5	-	5

1, Beegle (1997); 2, Brown et al. (1993); 3, Brown et al.(1994); 4, Cummis et al. (1993); 5, Edwards et al. (1995); 6, Ekinci et al. (2000); 7, Flynn y Wood (1996); 8, Fulhage y Pfost, (1994); 9, Gordillo y Cabrera, (1997a); 10, Gordillo y Cabrera (1997b); 11, Henry y White, (1993); 12, Koon et al.(1992); 13, Kukle et al. (1981); 14, Marshall et al. (1998); 15, Nicholson et al. (1996); 16, Smith y Chambers (1993); 17, Wood et al.(1999); 18, Zublena et al. (1991).

Tabla 3.- Principales características físico-químicas y químicas del estiércol de pollo según distintos autores

calcáreos. No constituye un motivo de preocupación para los suelos gallegos que normalmente necesitan ser encalados para reducir su acidez.

En el estiércol de pollo, el contenido en sales solubles (cloruros, sulfuros, etc.), medido por su conductividad eléctrica, es elevado (Beloso 1991; Carballas 1996; Gordillo y Cabrera 1997a, El-Shakweer et al. 1998), lo que puede, a dosis altas, aumentar la conductividad eléctrica de los suelos hasta superar los 4 dS m^{-1}, con lo que disminuye la germinación de las semillas, se inhibe el crecimiento de las plantas y puede empeorar la estructura del suelo (Jacoby 1994; Shannon 1997; Hasegawa et al. 2000). Este problema puede ser preocupante en suelos de zonas áridas o semiáridas, con escaso lavado natural por el agua de lluvia. En lo que respecta a Galicia, este problema se minimiza por el continuo lavado de agua de lluvia a la que se ven sometidos sus suelos.

La cantidad de nitrógeno total del estiércol de pollo casi duplica a la del estiércol de vacuno, lo que podría ocasionar problemas por lixiviación en forma de nitrato hacia los acuíferos, así como problemas de polución debido a la volatilización del N inorgánico en forma amoniacal (Carballas 1996; Mitchell 1999; Jarvis et al. 1997a,b; Marshall et al. 1998; Kvepper 1998; Kuykendall et al. 1999; Beegle & Bosworth 1999).

La población microbiana en este tipo de estiércol es elevada, siendo beneficiosa para el suelo porque aumenta considerablemente los enzimas y metabolitos microbianos (Díaz-Burgos et al. 1993), pero también constituye un foco de infecciones y dispersión de patógenos, por lo que un tratamiento previo de acondicionamiento evitaría este problema (Thambirajah et al. 1995; Edwards et al. 1995; Cooperband & Middleton 1996).

Los contenidos en metales pesados del estiércol de pollo no alcanzan valores que puedan resultar perjudiciales para las cosechas, ya que se encuentran por debajo del límite máximo tolerable por la legislación española para fertilizantes orgánicos.

Debido a su alto contenido en amonio, el estiércol de pollo fresco produce un olor no muy agradable, lo que ocasiona

habitualmente molestias. En Reino Unido, por ejemplo, un 25% de los casos de malos olores procedentes de la agricultura se deben al estiércol de aves (MAFF 1992).

No hay que olvidar que la producción de estiércol de pollo es regular a lo largo de todo el año, a medida que se desarrollan sucesivos ciclos de producción de pollos. Sin embargo, las necesidades de fertilizantes de los cultivos son estacionales, lo que hace que en muchos casos, se produzca acumulación y dificultades de almacenaje del estiércol por falta de espacio, que acaba llevándose incluso a vertedero. Los problemas de almacenamiento pueden originar daños ambientales, debido a la fácil lixiviación y volatilización del N, a la contaminación de las aguas por los lixiviados, malos olores, y contaminantes microbianos (Sims & Wolf 1994).



Foto 1. Pilas de estiércol de pollo de engorde almacenado al aire libre

Por todo esto, surge la necesidad de dar una salida a este estiércol, que obliga a la búsqueda de alternativas a su utilización que minimicen los riesgos ambientales y que supongan un aprovechamiento de sus cualidades, sin que esto suponga un aumento de elementos potencialmente tóxicos y microorganismos patógenos para el medio donde se aplique.

Por otro lado, el empobrecimiento gradual de la materia orgánica de los suelos cultivados y la necesidad de luchar contra la erosión y la desertización, hacen cada vez más necesaria la recuperación de la práctica habitual de incorporación de materia orgánica al suelo para conseguir mantener su calidad.

Tratamiento de estiércol de pollo: deshidratación y granulado

Existen diferentes maneras de tratar los estiércoles frescos para mejorar sus condiciones, una de ellas es el uso de tecnologías de deshidratación y granulado. Este tipo de proceso es muy interesante para minimizar los aspectos negativos del manejo de los estiércoles de pollo frescos. El deshidratado y granulado reduce el contenido de humedad, con lo que el producto resultante es más fácil de almacenar, transportar y aplicar en el campo (John et al. 1996). Se elimina, por tanto, el problema de los lixiviados y de los malos olores, y se consigue un abono totalmente higienizado, incrementando el valor económico del estiércol como abono.

Aunque hay pocos estudios sobre la caracterización de abonos orgánicos obtenidos a partir de procesos de deshidratación y granulado, varias empresas europeas comercializan fertilizantes de este tipo, elaborados partiendo de distintos estiércoles, incluyendo alguno de ellos una proporción variable de estiércol de pollo. En Galicia, la empresa AVIPORTO S.L., dedicada a la cría y engorde de pollos, puso a punto la tecnología de deshidratación y granulado para procesar el estiércol fresco producido en su propia explotación, sacando al mercado, en el año 2000, un abono orgánico denominado BIOF-1.

En la planta de transformación el estiércol es sometido a procesos de deshidratación y granulación, convirtiéndose en un fertilizante orgánico de calidad, que se puede aplicar en todo tipo de cultivos en la cantidad deseada. De esta forma se pasa de tener un estiércol que constituye un residuo en épocas en las que no se demanda para el abonado, a obtener un producto de alto valor añadido cumpliendo al mismo tiempo con las exigencias ambientales.

El estiércol fresco de pollo de engorde recién llegado a la planta de transformación tiene una humedad que varía entre el 21,5% y el 32,4%; con el proceso de secado este porcentaje se reduce hasta un 11%. Según la legislación española sobre Fertilizantes y Afines (RD 824/2005), un fertilizante orgánico debe tener menos de un 35% de humedad; con el proceso de deshidratación se asegura que este porcentaje va a estar siempre por debajo de este valor. El estiércol pasa por un proceso de deshidratación y granulación, en el que se diferencian las siguientes etapas:

Recepción del estiércol: una pala cargadora introduce los residuos orgánicos en la planta de transformación, quedando almacenados en la zona de recepción de los residuos.

Carga en carro de alimentación: el estiércol fresco de pollo se introduce, mediante pala cargadora, en el carro de alimentación.

Deshidratación: se lleva a cabo haciendo pasar el estiércol a través de un trómel de secado, donde se alcanzan temperaturas de 250ºC. En esta etapa se eliminan los gérmenes existentes en el estiércol, obteniendo un producto apto para su utilización como fertilizante orgánico (RD 824/2005).

Trituración: el producto seco, ya libre de patógenos y con el porcentaje de humedad adecuada, es trasladado mediante tornillo sinfín hasta un molino de martillos, donde se procede a su trituración.

Almacenamiento del producto triturado: el producto triturado se impulsa mediante una corriente de aire hasta los silos de almacenamiento.

Mezcla: desde los silos de almacenamiento, el producto se traslada mediante tornillo sinfín hasta la mezcladora, en la cual se produce la homogeneización y mezcla de los componentes del producto triturado.

Granulación: de la mezcladora el producto resultante se traslada, mediante un tornillo sinfín, hasta la prensa granuladora; obteniéndose un producto granulado a alta temperatura.

Enfriamiento: una cinta transportadora eleva los gránulos hasta el equipo de enfriamiento, en el cual se reduce la temperatura de éstos, lo que proporciona unas condiciones de dureza y consistencia adecuadas para su almacenamiento en sacos, transporte y aplicación, obteniéndose un producto final estable en cuanto a sus características físicas y químicas (López-Mosquera et al. 2008).

Ensacado: desde el enfriador se transporta el producto, mediante un elevador de canjilones, hasta un silo desde el que se alimenta la ensacadora, que cuenta con un dispositivo para el control del peso de los sacos.

Estudio de casos: el abono orgánico comercial BIOF-1

Características del estiércol de pollo deshidratado y granulado BIOF-1

Tras la eliminación del exceso de humedad, trituración, homogeneización y granulado del estiércol de pollo, se obtiene un fertilizante orgánico comercializado con el nombre de BIOF-1. Las principales características del abono se exponen en las tablas 4 y 5.



Foto 2. Planta de transformación del estiércol fresco de pollo en Portomarín (Aviporto S.L.)

Se trata por tanto de un abono orgánico comercial que aporta una importante cantidad de materia orgánica (>60%), rico en N (80% en forma orgánica), con una relación N:P:K de 5:2:3. Tiene un contenido en micronutrientes (Cu, Fe, Mn, Mo y Zn) interesante para cultivos hortícolas, así como un bajo contenido en metales pesados.

El estudio de su composición a lo largo del tiempo, permite afirmar que es un producto fiel a la composición que figura en la etiqueta, libre de patógenos y restos de antibióticos cumpliendo en todo momento lo exigido por la legislación española para este tipo de abonos (López-Mosquera et al. 2008).

Parámetros	Media ± SD (n = 12)	Criterio: fertilizante orgánico (F.O.)
Humedad (%)	10,1 ± 4,1	< 35,0
Cenizas (% m.s.)	18,5 ± 0,5	
C. E. (dS m^{-1})	11,1 ± 1,1	
pH (H_20)	7,9 ± 0,4	
C orgánico(% m.s.)	36,8 ± 1,9	> 17,4
N total (% m.s.)	5,2 ± 1,0	
Relación C:N	7,3 ± 1,6	3 - 15
N amónico (% m.s.)	0,5 ± 0,1	
N nítrico (% m.s.)	0,4 ± 0,05	
N orgánico (%m.s.)	4,2 ± 1,1	> 2,0
N ureico (% m.s.)	0,2 ± 0,04	
P (% m.s.)	1,6 ± 0,3	> 0,44
K (% m.s.)	2,6 ± 0,3	> 0,83
Ca (% m.s.)	1,9 ± 0,4	
Mg (% m.s.)	0,6 ± 0,1	
S (% m.s.)	0,6 ± 0,01	
Na (% m.s.)	1,2 ± 0,3	
Fe (mg kg^{-1})	792,2 ± 135,9	
Mn (mg kg^{-1})	187,0 ± 19,4	
B (mg kg^{-1})	13,9 ± 2,3	
Cu (mg kg^{-1})	63,6 ± 4,3	< 450
Zn (mg kg^{-1})	12,3 ± 3,5	
Cd (mg kg^{-1})	259,8 ± 36,0	< 1.100
Ni (mg kg^{-1})	< 0,02	< 3
Pb (mg kg^{-1})	< 0,1	< 120
Cr (mg kg^{-1})	26,6 ± 2,7	< 150

Tabla 4.- Características fisicoquímicas del estiércol deshidratado y granulado de pollo de engorde. Comparación con la legislación española de Fertilizantes y Afines, para considerarlo como fertilizante orgánico (Real Decreto 824/2005)

		Legislación (R.D. 824/2005)
Salmonella spp.	0	ausencia en 25 g
Estreptococos fecales	0	< $1,0x10^3$ MPN g^{-1}
Enterobacterias totales	0	< $1,0x10^2$ CFU g^{-1}
Antibióticos	Negativo	

Tabla 5.- Contenido en agentes patógenos y restos de antibióticos en el fertilizante BIOF-1

Valorización agronómica en distintos cultivos

Nuestro equipo de investigación viene realizando experiencias desde el año 2000 con este abono en distintos cultivos, desde hortícolas hasta forrajeros. A continuación se presentan algunos resultados.

Cultivos hortícolas y ornamentales

En cultivos de carácter intensivo, las exigencias para un abono orgánico son mayores que en otros sistemas de cultivo: el abono conviene que esté higienizado (libre de semillas de malas hierbas y patógenos), debe ser rico en nutrientes y que su empleo no implique riesgos en cuanto al incremento en el nivel de sales y en el contenido de metales pesados en el suelo.



Foto 3. Pellets del estiércol de pollo deshidratado y granulado (BIOF-1)

Se han hecho experiencias en cultivos hortícolas como lechuga y pimiento y con ornamentales como *Lilium.* Se intentó identificar la dosis más adecuada, conocer el efecto residual del BIOF-1 y conocer las modificaciones positivas y negativas producidas en el suelo por la aplicación de este abono, así como valorar las cosechas obtenidas, comparando siempre con el abonado mineral convencional para dichos cultivos y con parcelas testigo que no recibieron fertilización. A continuación se resumen los principales resultados obtenidos en estos cultivos.

Cultivo de lechuga

El fertilizante comercial BIOF-1 es capaz de competir con el abonado mineral en cultivo de lechuga bajo invernadero (en peso fresco, en peso seco y en número de lechugas comerciales). La aplicación de dosis de 2500 kg/ha de BIOF-1 fueron suficientes para obtener producciones similares a las conseguidas a través del abonado mineral convencional (Tabla 6). Una dosis de BIOF-1 de 5 t/ha cumple con la normativa de nitratos en planta, evita la posible salinización del suelo, y puede considerarse la más eficiente desde el punto de vista económico, permitiendo obtener dos cosechas comerciales de lechuga con una única aplicación de abono (Figs.1, 2 y 3) (López-Mosquera et al. 2004).

El abono BIOF-1 tiene un efecto residual claro en la producción de lechuga, tanto en verano como en invierno. Esto repercute en la programación del abonado, ya que permite realizar una única aplicación para dos cosechas.

Cultivo de pimento tipo "Lamuyo"

Los resultados obtenidos en el cultivo de pimiento indicaron que la fertilización con BIOF-1 fue eficaz para la producción del cultivar Vidi de pimento tipo "Lamuyo", siendo suficiente el aporte de 3t/ha para obtener producciones comerciales de calidad, competitivas con las obtenidas a través del abonado mineral convencional (Tabla 7) (López-Mosquera et al. 2005).

Cultivo de bulbosas

En *Lilium*, dosis de 3 y 5 t/ha de BIOF-1 fueron suficientes para producir plantas de mayor longitud, peso fresco y contenido en clorofila, es decir, flor de calidad, comparable o incluso superior a la obtenida con el abonado mineral habitual en esta especie.



Foto 4. Ensayos de lechuga realizados bajo invernadero en el campus de Lugo

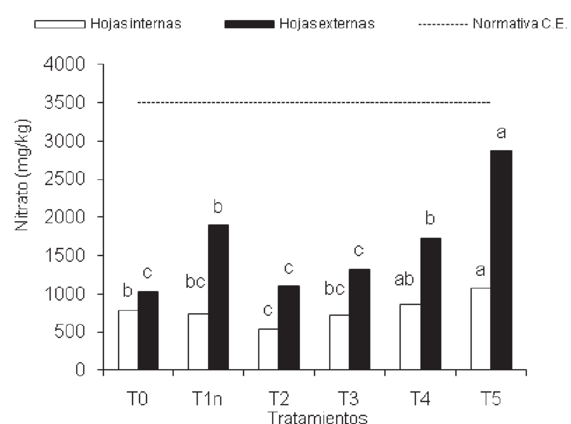


Figura 1. Nitratos en savia en hojas externas e internas de lechuga según tratamiento en un cultivo de primavera (2001). T0: Control; T1: Abonado mineral; T2: 2,5 t/ha BIOF-1; T3: 4 t/ha BIOF-1; T4: 5 t/ha BIOF-1; T5: 10 t/ha BIOF-1. (Para cada material vegetal, barras encabezadas por distintas letras indican diferencias significativas entre tratamientos para $p<0,05$)

Tratamiento	Peso fresco (g/unidad de lechuga) 1ª COSECHA	Peso fresco (g/unidad de lechuga) 2ª COSECHA
T0	192,6 ± 68,5 a	59,5 ± 22,0 a
T1	230,6 ± 59,7 b	71,3 ± 15,3 b
T2	261,6 ± 69,3 c	83,8 ± 32,2 c
T3	276,1 ± 79,7 c	131,3 ± 26,8 d
T4	265,7 ± 92,2 c	133,0 ± 34,3 d
T5	303,8 ± 74,9 d	200,8 ± 30,8 e

Tabla 6.- Media y desviación típica de peso fresco de lechuga en dos cosechas sucesivas de lechuga bajo invernadero en Lugo que recibieron abonado solo en el primer cultivo (primavera y otoño 2001). T0: Control; T1: Abonado mineral; T2: 2,5 t/ha BIOF-1; T3: 4 t/ha BIOF-1; T4: 5 t/ha BIOF-1; T5: 10 t/ha BIOF-1. (Para cada columna, los datos seguidos de distinta letra son significativamente diferentes para p<0,05)

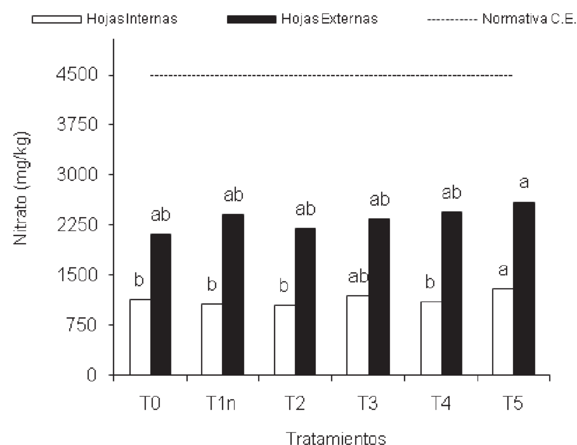


Figura 2.- Nitratos en savia en hojas externas e internas de lechuga según tratamiento en un cultivo de primavera (2001). T0: Control; T1: Abonado mineral; T2: 2,5 t/ha BIOF-1; T3: 4 t/ha BIOF-1; T4: 5 t/ha BIOF-1; T5: 10 t/ha BIOF-1

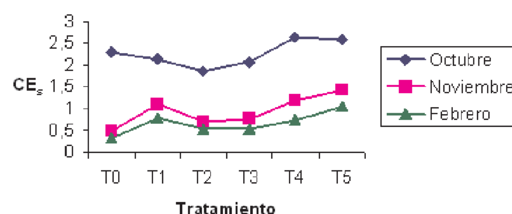


Figura 3.- Evolución de la conductividad eléctrica en el suelo tras los diferentes tratamientos en tres momentos del año. T0: Control; T1: Abonado mineral; T2: 2,5 t/ha BIOF-1; T3: 4 t/ha BIOF-1; T4: 5 t/ha BIOF-1 ; T5: 10 t/ha BIOF-1

Las bulbosas en general exigen buenas características físicas del suelo, y la aplicación de abonos orgánicos como BIOF-1, mejoran las condiciones para obtener cosechas de calidad. Por otro lado su efecto residual puede ser aprovechado para un segundo cultivo más rústico y menos exigente como es el gladiolo, sin necesidad de volver a hacer un nuevo abonado.

Se verificó también en el caso del *Lilium*, un ligero alargamiento de la época de cosecha, lo que puede ser interesante desde el punto de vista comercial, al reducir picos de mano de obra en la recolección y dificultades en el almacenamiento de la flor (Ferreira de Oliveira et al. 2004).

Cultivos forrajeros

Además del empleo de BIOF-1 para cultivos muy exigentes (hortícolas y ornamentales bajo



Foto 5. Ensayo de pimento tipo Lamuyo realizados bajo invernadero (Campus de Lugo)

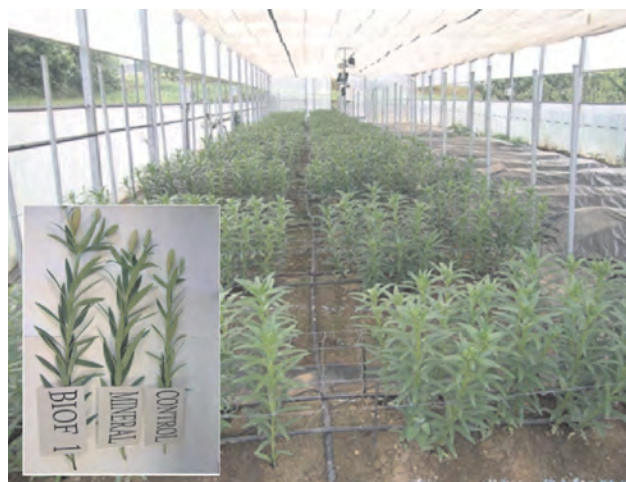


Foto 6. Ensayos de *Lilium* en invernadero (Campus de Lugo)

Tratamientos	Peso total (kg m^{2})	Número de frutos (Nº m^{-2})	Peso medio (g fruto^{-1})
T0	2,58 ^{a}	12,0 ^{a}	215,7 ^{a}
T1	4,15 ^{b}	15,6 ^{ab}	265,9 ^{b}
T2	4,14 ^{b}	15,8 ^{ab}	262,4 ^{b}
T3	3,89 ^{b}	15,4 ^{ab}	252,6 ^{b}
T4	4,27 ^{b}	17,0 ^{ab}	251,3 ^{b}
T5	4,71 ^{b}	18,7 ^{b}	252,2 ^{b}

Tabla 7.- Producción de pimiento en los distintos tratamientos. T0: control; T1: abonado mineral; T2, T3, T4 y T5: dosis crecientes de abonado con estiércol de pollo. (En cada columna, valores seguidos de distinta letra son significativamente diferentes para P<0,05)

invernadero), también puede ser adecuado para ser utilizado en cultivos extensivos forrajeros dada su riqueza en nitrógeno, y la manera sencilla y precisa de ser aplicado.

Estudios realizados por diferentes autores sobre la aplicación del estiércol de pollos de engorde y la gallinaza sólida en cultivos forrajeros (alfalfa, maíz forrajero, pradera, etc.), muestran que, al añadirlos a los terrenos agrícolas, mejoran la productividad agrícola de los suelos e igualan o superan las producciones obtenidas con otro tipo de abonos (Evers 1998; Smith & Chambers 1999; Tamayo & Muñoz 1999b; Warman & Cooper 1999).

Praderas

En ensayos realizados en distintas zonas de Galicia, se vió que el abonado de praderas con una única aplicación anual de BIOF-1 a dosis de 5t/ha, permite obtener a corto plazo, producciones de forraje similares a las alcanzadas con la fertilización convencional (mineral con o sin purín) llevada a cabo por los ganaderos. Con la fertilización a base de este abono orgánico, el trébol se ve beneficiado en su competencia con las gramíneas (López Mosquera et al. 2003).

En general, el estiércol deshidratado y granulado de pollo, aplicado a una única dosis anual, favorece el mantenimiento de los efectos del encalado reduciendo el porcentaje de saturación del Al, lo que se relaciona con un mayor contenido en Ca cambiable y mayor disponibilidad de P asimilable para las plantas (Matos Moreira et al. 2005).

En las condiciones de ensayo, las producciones de forraje obtenidas (Fig. 4) sugieren que el N mineralizado a partir del BIOF-1 es disponible a corto plazo para las plantas de la pradera, indicando que puede ser un abono competitivo frente al abonado mineral realizando una única aplicación anual. Por otra parte, la utilización de este abono parece favorecer la competitividad del trébol blanco frente a las gramíneas en el primer año de producción de la pradera (Fig. 5) (Sainz et al. 2005).

Maíz forrajero

Los trabajos realizados en diferentes zonas de Galicia con este cultivo, muestran que las producciones obtenidas, tanto en cantidad como en calidad, al hacer el abonado con BIOF-1 (dosis de 6 a 10 t/ha) fueron semejantes o superiores a las que se consiguen como media en nuestra comunidad para diferentes variedades de maíz forrajero, y claramente competitivas con el abonado convencional a base de abonos minerales suplementados con purín (Fig. 6) (Bande et al. 2009).



Foto 7. Ensayo con BIOF-1 en una pradera de Villaba (Lugo)

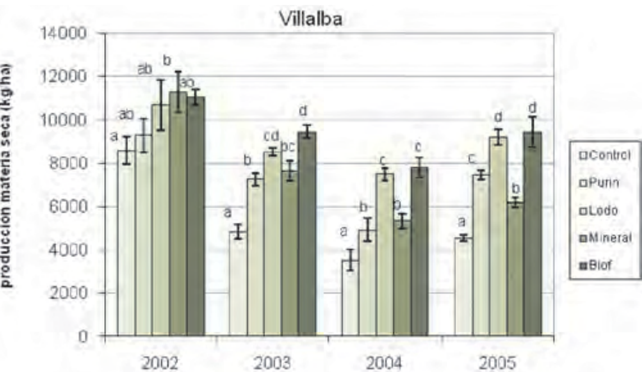


Figura 4. Producción de forraje anual en kg/ha de materia seca para una pradera polifita en Villalba (Lugo)en distintos años. Para el mismo año, barras encabezadas por la misma letra indican que no existen diferencias significativas para p<0,05

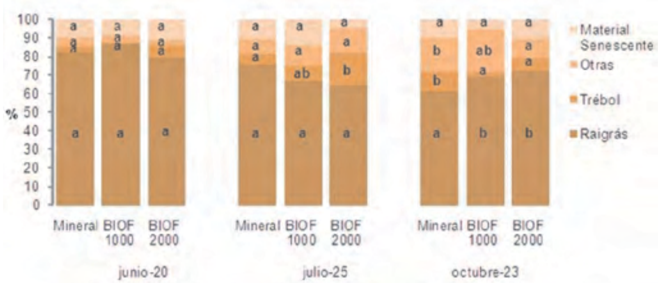


Figura 5. Composición botánica del forraje (%) en el año 2002 del ensayo de Villalba empleando dos dosis de BIOF (1000 y 2000 kg/ha). Para la misma fecha de corte, barras marcadas con la misma letra indican que no existen diferencias significativas para p<0,05

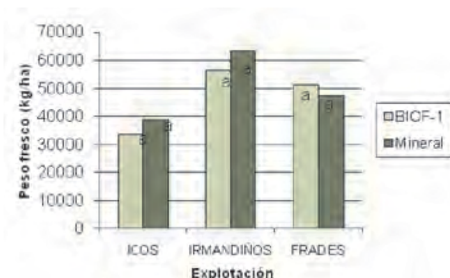


Figura 6. Producción de maíz forrajero en tres localidades gallegas abonando con BIOF-1 en comparación con el abonado convencional

Conclusión

No cabe duda de que la utilización del estiércol deshidratado y granulado, no solo mejora las condiciones de aplicación y almacenamiento, sino que suministra nutrientes de forma competitiva con los abonos minerales. Por otro lado y lo más importante, al tratarse de un abono orgánico mejora la fertilidad física y biológica del suelo, contribuyendo a mantener su calidad.

Bibliografía

Bande Castro, M.J., López-Mosquera, M.E. & Sainz Osés, M.J. (2009). Producción y calidad nutricional del cultivo de maíz forrajero abonado con estiércol deshidratado de pollo. En: R. Reiné et al. (Eds.). La multifuncionalidad de los pastos: producción ganadera sostenible y gestión de los ecosistemas. Sociedad Española para el Estudio de Pastos. Huesca. 221-227.

BOE (1998). Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos.BOE (Boletin Oficial del Estado), nº 26, 22/4/1998. Madrid, España.

BOE (2005). Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. BOE (Boletin Oficial del Estado), nº 171, 19/7/2005. Madrid, España.

Beegle, D. & Bosworth, J. (1999). Nutrient management. Agronomy Facts. 16, pp: 5.

Beegle, D. (1997). Estimating manure application rates. Agronomy Facts. 55, pp: 8.

Beloso, M.C.S. (1991). Estudio de la gallinaza como fertilizante agrícola. Tesis Doctoral. pp: 313.

Brown, J.E., Dangler, J.M., Gilliam, C.H., Porch, D.W. & Shumack, R.L. (1994). Comparison of broiler litter and inorganic nitrogen, phosphorus, and potassium for double-cropped sweet corn and broccoli. Journal of Plant Nutrition. 17, 5: 859-867.

Brown, J.E., Gilliam, C.H., Shumack, R.L. & Porch, D.W. (1993). Commercial snap bean response to fertilization with broiler litter. HortScience. 28, 1: 29-31.

Carballas, M.T.F. (1996). Caracterización de residuos ganaderos. Residuos ganaderos y medio ambiente. Fundación Semana Verde de Galicia.

Cooperband, L.R. & Middleton, J.H. (1996). Changes in chemical, physical and biological properties of passively-aerated co-composted poultry litter and municipal solid waste compost. Compost Science and Utilization. 4, 4: 24-34.

Cummis, C.G., Wood, C.W. & Delaney, D.P. (1993). Co-Composted poultry mortalities and poultry litter: composition and potencial value as a fertilizer. Journal of Sustainable Agriculture. 4, 1: 7-19.

Díaz-Burgos, M.A., Ceccanti, B. & Polo, A. (1993). Monitoring biochemical activity during sewage sludge compositing. Biologycal Fertil. Soils. 16: 145-150.

Edwards, J.H., Burt, C.E., Raper, R.L. & Walker, H.R. (1995). Issues affecting application of noncomposted organic waste to agricultural land. American Society of Agronomy. 58: 225-249.

Ekinci, K., Keener, H.M. & Elwell, D.L. (2000). Composting short paper fiber with broiler litter and additives. Part I: Effects of inicial pH and carbon/nitrogen ratio on ammonia emission. Compost Science and Utilization. 8, 2: 160-172.

El Nadi, A.H., Rabie, R.K., Abdel-Magid, H.M., Sabrah, R.E.A. & Abdel-Aal, Sh.I. (1995). Chemical, physico-chemical and microbiological examination of town refuse compost and chicken manure as organic fertilizers. Journal of Arid Environments. 30: 107-113.

El-Sharkweer, M.H.A.,El-Sayad, E.A. & Ewees, M.S.A. (1998). Soil and plant analysis as a guide for interpretation of the improvement efficiency of organic conditioners added to different soils in Egypt. Communications in Soil Science and Plant Analysis. 29, 11-14: 2067-2088.

Evers, G.W. (1998). Comparison of broiler poultry litter and comercial fertilizer for Coastal bermudagrass production in the Southeastern US. Journal of Sustainable Agriculture. 12, 4: 55-77.

Ferreira de Oliveira, M.P., López-Mosquera, M.E. & Sainz, M.J. (2004). Avaliaçao agronómica do estrume deshidratado e granulado de galinha no culrivo de bulbosas. II Jornadas Ibéricas de Plantas Ornamentais. Vairao. Vila do Conde, Portugal.

Flynn, P.R. & Wood, C.W. (1996). Temperature and chemical changes during composting of broiler litter. Compost Science and Utilization. 4, 3: 62-70.

Flynn, R.P., Wood, C.W. & Guertal, E.A. (1995). Lettuce response to composted broiler litter as a potting substrate component. Journal of the American Society of Horticultural Science. 120, 6: 964-970.

Fulhage, C.D. & Pfost, D.L. (1994). Spreading poultry litter with lab analysis but without soil tests. Water Quality Initiative Publication WQ221. 15, pp. 10.

Gallardo-Lara, F. & Nogales, R. (1987). Effect of the application of town refuse compost on the soil-plant system: a review. Biologycal Wastes. 19: 35-62.

Gordillo, R.M. & Cabrera, M.L. (1997a). Mineralizable nitrogen in broiler litter: I. effect of selected litter chemical characteristics. Journal Environmental Quality. 26, 6: 1447-1736.

Gordillo, R.M. & Cabrera, M.L. (1997b). Mineralizable nitrogen in broiler litter: II. Effect of selected soil characteristics. Journal of Environmental Quality. 26, 6: 1679-1686.

Hasegawa, P.M., Bressan, R.A., Zhu, J.K. & Botnert, H.J. (2000). Plant cellular and molecular responses to high salinity. Annual Review of Plant Molecular Biology. 51: 463-499.

Henry, S.T. & White, R.K. (1993). Composting broiler litter from two management systems. Transactions of the ASAE. 36, 3: 873-877.

Jacoby, B. (1994). Mechanisms involved in salt tolerance in plants. En: Possarakli, M. (Ed.) Handbook of Plant and Crop Stress. Mardel Dekker, Inc. New York.

Jarvis, P.J., Ecclestone, P.M.J. & Armstrong, M.J. (1997a). Poultry manure and how to use it: an R&D perspective. British Sugar. 65, 2: 23-25.

Jarvis, P.J., Ecclestone, P.M.J. & Armstrong, M.J. (1997b). Rates and timing of poultry manure to maximise sugar beet yield and quality, optimise fertiliser inputs and reduce nitrate leaching. Comptes Rendus des Congres de l'Institut International de Recherches Betteravieres (Belgium). 60: 55-61.

Jenner, M.W. (1997). Reinventing manure: managing nutrients by adding value. AFBF Agricultural/Community Watershed Heros Conference Amana, IA. pp. 5.

John, N.M., Adeoye, G.O. & Sridhar, M.K.C. (1996). Compost pelletization eases end use in Nigeria. Biocycle. 37, 6: 55-56.

Koon, L.J., Flood, C.A., Jr, Trumbull, R.D., Mccaskey, T.A. & Brewer, R.N. (1992). Physical and chemical characteristics of pine shavings poultry litter. Transactions of the ASAE. 35, 5: 1653-1657.

Kukle, W.E., Carr, L.E., Carter, T.A. & Bossard, E.H. (1981). Effect of flock and floor type on the levels of nutrients and heavy metals in broiler litter. Poultry Science. 60: 1160-1164.

Kuykendall, H.A., Cabrera, M.L. & Hoveland, C.S. (1999). Stocking method effects on nutrient runoff from pastures fertilized. Journal of Environmental Quality. 28, 6: 1886-1890.

Kvepper, A. (1998). Manures for vegetable crop production. Appropriate technology transfer for rural areas. pp: 10.

Kwak, W.S. & Kang, J.S. (2006). Effect of feeding food waste-broiler litter and bakery by-product mixture to pigs. Bioresource Technology. 97:243-249.

López-Mosquera, M.E., Bande, M.J., Cabaleiro, F., López-Fabal, A. & Sainz, M.J. (2003). Fertilización con estiércol de pollo deshidratado y granulado en praderas de Galicia. En: Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía. Granada (Ed.). Pastos, desarrollo y conservación.161-165.

López-Mosquera, M.E., Cabaleiro, F., Carballo, M.E. & Sainz, M.J. (2004). Concentración de nitratos en lechuga de otoño y de primavera fertilizada con estiércol deshidratado y granulado de pollo. En: M. Martines Lousao & C. Cruz. Comissao Editorial Científica. Nutriçao mineral: causas e conseqüências de dependência de fertilizaçao. Facultade de Ciências da Universidade de Lisboa.

López-Mosquera, M.E., Cabaleiro, F., Bande, M.J., Arias, M.A. & Sainz, M.J. (2005). Influencia del abonado con estiércol de pollo en el rendimiento y la calidad nutritiva de pimiento tipo Lamuyo. Actas Portuguesas de Horticultura. 7: 358-363.

López-Mosquera, M.E., Cabaleiro, F., Sainz, M.J., López-Fabal, A. & Carral, E. (2008). Fertilizing value of broiler litter: Effect of drying and pelletixing. Bioresource Technology. 99: 5626-5633.

MAFF (1992). Code of Good Agricultural Practice for the Protection of Air. MAFF Publications, London.

MAPA (2005). Anuario de Estadística Agroalimentaria 2005. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Marshall, S.B., Wood, C,W., Braun, L.C., Mullen, M.D. & Guertal, E.A. (1998). Ammonia volatilization from tall fescue pastures fertilized with broiler litter. Journal of Environmental Quality. 27, 5: 1.125-1.129.

Martin, J.H. & Lecfcort, M.D. (2002). An analysis of the feasibility of using broiler litter as fuel. Fuel and Energy Abstracts. 43, 4: 271.

Matos Moreira, M., López-Mosquera, M.E., Carral, E. & Sainz, M.J. (2005). Evolución de la fertilidad del suelo bajo diferentes estrategias de abonado orgánico en praderas. En: Servicio Regional de investigación y Desarrollo Agroalimentario (SERIDA) (Ed.). Producciones ganaderas: gestión eficiente y conservación del medio natural. Vol II: 557-563.

Mitchell, C.C. (1999). Nutrient content of fertilizer materials. Alabama Cooperative Extension System. Publication ANR-174. Alabama A & M University y Auburn University. 4 pp.

Negesse, T., Patra, A.K., Dawson, L.J., Tolera, A., Merkel, R.C., Sahlu, T. & Goetsch, A.L. (2007). Performance of Spanish and Boer x Spanish doelings consuming diets with different levels of broiler litter. Small Ruminant Research. 69: 187-197.

Nicholson, F.A., Chambers, B.J. & Smith, K.A. (1996). Nutrient composition of poultry manures England and Wales. Bioresource Technology. 58: 279-284.

Porter, P.E. (1996). Utilization of organic wastes: on-farm composting. Extension Service, West Virginia University. pp: 7.

Sainz, M.J., Bande, M.J., Cabaleiro, F. & López-Mosquera, M.E. (2005). Forage yield and botanical composition of a hill sown meadow fertilized with dried pelletized broiler litter. En: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J. & Riguerio-Rodríguez, A. (Eds). Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CABI Publishing. Wallingford, Oxfordshire, UK.

Shannon, M.C. (1997). Adaptation of plants to salinity. Advances in Agronomy. 60: 75-120.

Sims, J.T. & Wolf, D.C. (1994). Poultry waste management: agricultural and environmental issues. Advances in Agronomy. 52: 1-83.

Smith, K.A. & Chambers, B.J. (1993). Utilizing the nitrogen content of organic manures on farms-problems and practical solutions. Soil Use and Management. 9, 3: 105-112.

Stephenson, AH., McCaskey, T.A. & Ruffin, B.G. (1990). A survey of broiler litter composition and potential value as a nutrient resource. Biological Wastes. 34: 1-9.

Tamayo, A.U. & Muñoz, R.A.D. (1999). Abonamiento orgánico y químico del frijol (*Phaseolus vulgaris*) en suelos aluviales de clima medio. Actualidades Corpoica. 10, 107: 10-13.

Thambirajah, J.J., Zulkali, M.D. & Hashim, A.M. (1995). Microbiological and biochemical changes during the composting of oil palm empty-fruit-bunches. Effect of nitrogen supplementation on the substrate. Bioresource Technology. 52, 2: 133-144.

Vázquez, F.J., Petrikova, V., Villar, M.C. & Carballas, T. (1996). Use of poultry manure and plant cultivation for the reclamation of burnt soils. Biology and Fertility of Soils. 22, 3: 265-271.

Warman, P.R. & Cooper, J.M. (1999). Fertilization of a mixed forage crop with fresh and composted chicken manure and NPK fertilizer. Effects on soil and tissue Ca, Mg, S, B, Cu, Fe, Mn and Zn. Canadian Journal of Soil Science. 80, 2: 345-352.

Wood, B.H., Wood, C.W., Yoo, K.H. & Delaney, D.P. (1999). Seasonal surface runoff losses of nutrients ans metals from soils fertilized with broiler litter and commercial fertilizer. Journal of Environmental Quality. 28, 4: 1210-1218.

Zublena, J.P., Barker, J.C. & Carter, T.A. (1991). Poultry manure as a fertilizer. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (UK). 320: 1-4.

15 Efectos sobre el suelo tras la aplicación de una cama de ganado a base de concha de mejillón

M.J. Fernández-Sanjurjo · E. Álvarez-Rodríguez · M. Arias

Introducción

Los suelos de Galicia, se desarrollan en sistemas altamente percolantes, bajo un régimen de temperaturas mésico, en los que se ven favorecidos los procesos de alteración intensa. Esto provoca pérdida de elementos alcalinos y alcalinotérreos y un enriquecimiento residual de Si, Al, y Fe, con la consiguiente acidificación del medio (Macías et al.1978). Además, el predominio de rocas ácidas en Galicia conlleva la formación de suelos con escasos elementos nutritivos y altos contenidos en Al intercambiable. Estas limitaciones se subsanan tradicionalmente con la aplicación de fertilizantes orgánicos y minerales y de enmiendas calizas.

La fertilización orgánica: el purín

Para corregir el problema de la pobreza de nutrientes de los suelos gallegos, se usaban tradicionalmente residuos ganaderos mezclados, en ciertos casos, con restos de las cosechas y de la casa. El empleo de las deyecciones de ganado para el abonado de los suelos es una práctica que parece remontarse a los orígenes de la agricultura. Este hecho, permitió el paso de la agricultura itinerante, en la que existía un periodo en el que se dejaban descansar las tierras para que recuperaran su fertilidad, a otra agricultura en la que los terrenos de cultivo eran fijos.

La mayor diversificación de las explotaciones agrícolas y ganaderas y los cambios en la sociedad han hecho que se fuesen produciendo cantidades cada vez más importantes de residuos orgánicos de orígenes muy diversos. Estos se pueden clasificar en función del sector productivo que los origina, lo que nos permite establecer cuatro grandes grupos: los derivados del sector primario, de actividades como la agricultura (restos de cosechas, abonado verde), ganadería (gallinaza, purines, estiércoles) y forestal; los residuos de las industrias agroalimentarias, textiles y papeleras; los materiales de origen fósil (lignitos tratados, turbas); y los subproductos de la tecnología medioambiental, como el compost de basuras y los lodos de depuradora urbana.

La fertilización orgánica, frente a la inorgánica proporciona al suelo un mayor número de nutrientes, reduce la contaminación por nitratos, mejora las características físicas del suelo y a la vez, permite el reciclaje de residuos. Los aportes de materia orgánica al suelo, hacen que éste mejore en los aspectos físicos, químicos y biológicos. Favorecen la formación de agregados, con los que aumenta la estabilidad edáfica, mejora la porosidad, la aireación y circulación de agua en los suelos arcillosos, aumenta la capacidad de intercambio catiónico, favorece la asimilación de nutrientes y estimula el desarrollo vegetal y la actividad biológica (Guerrero 1996; Labrador-Moreno 1996; Saña-Vilaseca et al. 1996). Sin embargo, no todo son ventajas ya que con los abonos orgánicos es impredecible la producción de pasto, y es menos eficiente que los abonados minerales debido a la lenta mineralización del N orgánico (Whitehead 1995). Su aplicación resulta costosa, como es el caso del purín, debido a que posee gran cantidad de agua, con lo cual el coste del transporte y aplicación resulta más elevado que en el caso de abonos minerales.

En Galicia, el sector ganadero tiene una gran importancia que se ve claramente reflejada en el aprovechamiento de sus tierras (Figura 1); de las 2.947.667 ha de las que dispone esta comunidad, 372.787 corresponden a prados y

Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Escola Politécnica Superior. Campus universitario 27002 Lugo. Universidade de Santiago de Compostela. E-mail: mf.sanjurjo@usc.es, Tfno: 982 823141, Fax: 982 285926

pastizales (XUGA 2004). Según el censo ganadero de 2003 se producen unas 6.909.000 toneladas de estiércol al año.

A pesar de la importancia que tienen hoy en día los fertilizantes químicos en la agricultura, el purín sigue siendo la base del abonado de las praderas, aunque deba ser complementado con algún tipo de abonado químico a mayores. Además, la incorporación de este purín al campo, resuelve el problema de qué hacer con los residuos generados por los animales de la explotación. De todas formas el comportamiento del purín en el suelo es muy complejo y su evolución depende de las características del suelo que lo recibe, de la composición física y química del purín y de las condiciones climáticas existentes.



Figura 1.- Distribución de los usos de la tierra en Galicia (2004)

Características básicas del purín

Se compone principalmente de las deyecciones sólidas y líquidas del ganado, en este caso de vacuno, junto con el agua de limpieza de los cubículos que arrastra estas deyecciones a la fosa, y que serán, junto a las aguas pluviales responsables de la mayor o menor dilución que tenga un purín en particular. Se puede definir como un material heterogéneo, producto de un proceso de fermentación permanente en la fosa en la que se almacena. En fosas cerradas, la fermentación, es anaerobia, excepto en la superficie donde tienen lugar procesos aerobios. Estos procesos de fermentación, dependen del tiempo que pase el purín almacenado en la fosa y de las condiciones de almacenamiento.

En la composición del purín existen elementos tan importantes para la planta como N, P, K, por lo que tiene un gran poder fertilizante (Carballas & Díaz-Fierros 1990). El pH del purín de vacuno, es relativamente elevado, lo que hace que tenga cierto poder encalante. Sin embargo, a largo plazo, puede acidificar el suelo, debido sobre todo a la oxidación del N amoniacal que contiene. Este proceso puede ser de cierta importancia si se tiene en cuenta que en el purín de vacuno, el N amoniacal, puede suponer hasta un 10% de la materia seca (Carballas & Díaz-Fierros 1990). El incremento de la acidez, puede provocar un descenso en el fósforo asimilable y un aumento en la movilización de metales pesados, que pueden alcanzar los cursos de agua, aunque todos estos efectos van a depender en gran medida de las características del suelo receptor.

El purín tiene como elemento fertilizante más abundante el potasio (6,0% de K_2O de M.S.). Cuando se añade a suelos pobres o deficientes en magnesio, como es el caso de los suelos gallegos, la asimilación de este último elemento, puede verse inhibida, lo que puede producir tetanias por hipomagnesemia en el ganado que lo toma como alimento (Carballas & Díaz-Fierros 1990). En un estudio más reciente realizado en A Pastoriza (Lugo), se encontró que el porcentaje de K_2O en la M.S. era del 4,6% (Calvo 2003).

En cuanto al fósforo, el contenido en el purín de vacuno es relativamente bajo, ya que el P_2O_5 sólo alcanza el 1,2% de M.S. como promedio (Carballas 1991), en este caso, la cantidad estimada por Calvo (2003) es de 2,27% de P_2O_5.

Además de estos elementos, no podemos dejar de mencionar que los purines también contienen cantidades variables de Na, sulfuros, sulfatos, cloruros y cantidades más o menos importantes de oligoelementos (B, Mn, Mo, Cu, Zn, Co, Fe, y otros) (Carballas 1991).

Pero no todos los elementos que entran en la composición del purín, pasan al suelo en una forma asimilable por la planta, dependiendo su eficacia del coeficiente de utilización, que es aproximadamente del 50 al 60% para el N, del 60 al 80% para el P y del 90 al 100% para el K; por consiguiente, existirá un efecto residual que se manifestará en los años subsiguientes al del aporte del purín, aunque se verán a muy largo plazo. Tanto la eficiencia del N orgánico del purín como la del P son análogas a la de los fertilizantes minerales (Carballas, 1991).

La concha de mejillón como enmendante

La adición de enmiendas calizas se ha usado habitualmente para corregir la acidez de los suelos gallegos. La historia del encalado en Galicia puede dividirse en dos etapas. La inicial, en la que esta práctica permanecía restringida a los sectores costeros, en donde se usaban materiales de naturaleza diversa (fundamentalmente caparazones de crustáceos, conchas de bivalvos, arenas conchíferas) y una etapa posterior, en la que el empleo de calizas va cobrando progresiva importancia, una vez que disminuyen las dosis recomendadas por los expertos y su coste está al alcance de la mayoría de las explotaciones. De hecho la generalización de esta práctica ha llevado a que los efectos de la incorporación de enmiendas calizas en el suelo hayan sido ampliamente estudiado. Uno de los más conocidos es el aumento de pH, principalmente en la parte superficial de suelo y, en menor grado, en el subsuelo (Mombiela 1983a; Gillman et al. 1989; Shamshuddin et al. 1998; Bailey 1995). Otros efectos son: disminución de la tocicidad del Al (Coleman & Thomas 1967; Helyar & Andersson 1970, 1971; Morris et al. 1987), aumento de la CIC dependiente del pH (Mombiela 1983b), de la actividad microbiana del suelo (Bailey 1995) y, por tanto, de la mineralización de los compuestos orgánicos (Buttler 1993; Marschner et al. 1992, Mombiela 1983a; Bailey 1995; Besga et al. 1997; Wheeler 1998). También mejora las propiedades físicas del suelo por la acción del Ca como floculante de los coloides con carga

negativa (McLean 1971). Sin embargo, no se conoce si la adición al suelo de conchas de moluscos como enmendante provocará efectos similares a los obtenidos con la caliza comercial. Este estudio es fundamental si tenemos en cuenta que, dada la alta producción de conchas de moluscos, se está replanteando de nuevo la utilización de este residuo para corregir la acidez de los suelos. España es el primer productor de mejillón de Europa, con una producción anual de 210.000 TM, de las cuales, casi el 95% se produce en Galicia. Como consecuencia, se genera un gran volumen de residuos que, además de malolientes, produce un efecto visual negativo y merma la calidad de vida de los habitantes de la zona, por lo que la gestión y el aprovechamiento de dicho residuo, es de suma importancia.

En la actualidad, están surgiendo empresas que intentan comercializar este residuo tras su calcinación y triturado. El residuo transformado, podría ser utilizado en diversos campos: agroforestal, construcción de carreteras, industria cerámica y cementera. Aunque una de las aplicaciones más interesantes es su utilización como enmienda para la corrección de la acidez del suelo y como cama para el ganado.

La concha de mejillón como cama para el ganado

Las deyecciones, mezcladas siempre con camas del ganado, supusieron un tipo de abono fundamental en la agricultura gallega hasta la segunda mitad del siglo XX. La utilización de tojo y rastrojos como base en la cama del ganado que se cortaba en el monte cayó en desuso. En la actualidad hay explotaciones que no utilizan ningún tipo de cama mientras que en otras se utilizan distintos tipos de materiales: serrín, corteza de pino, cáscara de arroz, cal…

En algunas zonas de Galicia, se está empezando a utilizar concha de mejillón triturada como cama para el ganado, tanto en explotaciones que no ponían cama, como en las que utilizaban serrín.

Según Corrales (comunicación personal), el uso de triturados de concha de mejillón como cama para el ganado vacuno lechero, resulta más aconsejable que el uso de serrín, en cuanto a la presencia de coliformes, con potencial patógeno para la glándula mamaria. El recuento total y la evolución de los recuentos de coliformes es significativamente más bajo en las camas de triturados de conchas de mejillón. Esta diferencia es cuantitativamente importante en los primeros 14-21 días. Por eso, es preciso mantener un adecuado mantenimiento de las camas de triturados de concha de mejillón.

La cama de concha de mejillón triturada, mezclada con el purín, puede mejorar las propiedades de éste, incrementando el fósforo disponible en el suelo y reduciendo la movilidad de los metales pesados que puede haber en los purines. Además, al aportar Ca y Mg, puede dar lugar a relaciones K/Ca y K/Mg, más equilibradas para el desarrollo vegetal, que cuando se añade únicamente purín.

Estos posibles efectos han sido poco estudiados. Si tenemos en cuenta que últimamente el suelo está siendo el gran receptor de residuos generados en diversas actividades industriales, el interés de la influencia de estos productos sobre el suelo es obvio. Esto nos lleva a conocer los efectos de estas nuevas camas de ganado sobre los suelos y, muy particularmente, sobre las relaciones suelo-planta. Para estudiar esta influencia debemos de considerar la heterogeneidad del suelo también a pequeña escala; es decir, el espacio del suelo inmediatamente en contacto con la raíz, y donde la planta toma los nutrientes (rizosfera), y el resto del suelo (suelo no rizosférico). Es por ello que antes de exponer los resultados de un estudio acerca de los efectos del purín mezclado con concha de mejillón sobre ciertos parámetros del suelo, revisemos el significado y las características de la zona rizosférica.

Relaciones suelo-planta en la nutrición: la rizosfera

Los mecanismos de absorción por los vegetales han sido objeto de estudio científico, sobre todo a partir del impulso dado a los planteamientos de la nutrición mineral de las plantas por Justus von Liebig en el siglo XIX. A excepción de la nutrición del C (fotosíntesis) y parcialmente del O_2, el resto de elementos esenciales son captados del suelo por la planta a través de su sistema radicular. De aquí la importancia que reviste el conocimiento de la composición y estructura del suelo para el estudio de las relaciones suelo-planta al interaccionar en la transferencia de nutrientes. El suelo, constituye un sistema multifásico que contiene nutrientes en distinto grado de solubilidad; la mayor parte de ellos se encuentran en la fase sólida, ya sea orgánica o inorgánica y, solo una pequeña fracción se encuentra disuelta. La simple presencia de un elemento en el suelo no es indicativa de su disponibilidad para la planta. Solamente se hallan disponibles para ella aquellos elementos en forma soluble o en forma intercambiable en los coloides del suelo.

El desarrollo vegetal, depende de la capacidad de las plantas para adaptarse a los diferentes medios. Esta adaptación, es el resultado de la interacción entre las raíces y los componentes bióticos y abióticos del suelo, procesos que tienen lugar en un área muy limitada alrededor de las raíces, *la rizosfera*. En este particular medioambiente tienen lugar intercambios de energía, nutrientes y otras moléculas que provocan características químicas y bioquímicas muy diferentes del resto del suelo.

Existen muchas definiciones de rizosfera (Hiltner 1904; Curl & Truelove 1986; Lynch 1990; Gobran et al. 1998). En general se trata de la zona del suelo de máxima influencia de las raíces, en la que hay una población microbiana distinta a la del resto del suelo, puesto que estos microorganismos se sustentan a base de los exudados solubles que origina la raíz; existe también una mayor concentración de nutrientes y una mayor alteración mineral. Dentro de la rizosfera, hay una clara zonación, y a pesar de que el cilindro del suelo que forma parte de la rizosfera tiene un grosor mínimo de 1 mm, la zona de mayor

estimulación microbiana se mide en mm. Así, en esta zona de interacción raíz-suelo se pueden definir los siguientes términos (Curl & Truelove 1986; Lynch 1990).

Ectorizosfera.- Hiltner (1904) fue el primero en introducir este término y lo asimilaba al término general de "rizosfera": porción del suelo alrededor de las raíces afectada por la actividad de éstas y por los microorganismos (Figura 2).

Rizoplano.- Parte de la rizosfera inmediatamente adyacente a la superficie de la raíz en la que hay una mayor estimulación sobre la población microbiana. El grosor del rizoplano viene definido por el diámetro medio de los microorganismos de la rizosfera, aproximadamente 1 mm. (Figura 2).

Endorizosfera.- (También histosfera o cortosfera).- Tejidos epidermales o corticales de la planta que albergan organismos distintos a los simbiontes y a los patógenos (Richards 1987) (Figura 2).

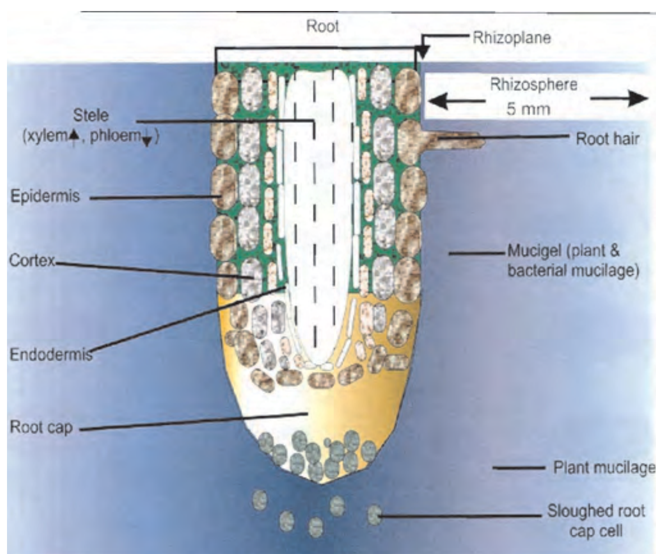


Figura 2.- Distintos compartimentos en la zona de interacción raíz-suelo: rizosfera (ectorizosfera), rizoplano y endorizosfera. (http://www.spreadia.com)

La rizosfera y la nutrición de las plantas

Las raíces, modifican las características del suelo adyacente e influyen en la difusión de solutos mediante los siguientes procesos:

- liberando H^+ o HCO_3^- (que influirá en el pH del suelo)

- liberando CO_2 mediante la respiración (que influirá en el pH del suelo)

- modificando la concentración de los iones o solutos

- liberando exudados

La importancia de estas modificaciones queda reflejada en que la exudación de C puede llegar a ser del 10-40% del C neto asimilado en la fotosíntesis. Este proceso de exudación de C (como ácidos orgánicos, mucílagos, etc) llamado *rizodeposición*, es el principal causante del conocido "efecto rizosfera" (Pinton et al. 2001) que indica el incremento de la población microbiana entorno a las raíces debido a un mayor contenido en compuestos orgánicos.

Además de una población microbiana más numerosa, en la rizosfera el impacto de la alteración mineral es más intenso (Gobran et al. 1998; Corti et al. 2005) y existe una mayor concentración de nutrientes (Petersen & Bottger 1991). En este sentido, los ácidos orgánicos que se encuentran en los exudados de las raíces se consideran también importantes para la solubilización del fosfato, ya sea mediante la formación de quelatos o bien mediante la desorción de fosfato por intercambio aniónico. En general, tiene lugar una combinación de ambos mecanismos. Los ácidos cítrico y málico, forman quelatos relativamente estables con los cationes metálicos, aumentando la solubilidad y velocidad de absorción por parte de las plantas, así como la alteración mineral. Un efecto secundario de este mecanismo es la disminución de los efectos nocivos sobre las plantas de una elevada concentración de Al al estar éste en forma de quelato (Marschner 1991), ya que los quelatos de Al son difícilmente absorbibles por las plantas.

Dinámica del movimiento de nutrientes en el suelo

El contacto entre la superficie de las raíces y los nutrientes del suelo, es un prerrequisito para la absorción. Este contacto que se produce en la rizosfera, puede tener lugar de dos maneras:

Intercepción por parte de las raíces. A medida que las raíces proliferan en el suelo, entran en contacto con los nutrientes y son absorbidos (Figura 3a). La cantidad de nutrientes aportados por este mecanismo se define por la cantidad presente en el volumen de suelo desplazado por el volumen de la raíz. Normalmente, el volumen anual explorado por una planta es menor del 1% del volumen del suelo, por lo que solo una pequeña cantidad de nutrientes, podrá ser aportada a las raíces por este mecanismo.

Transporte de los nutrientes a la superficie de las raíces: flujo de masas y difusión. La mayor parte de los nutrientes se movilizan a cierta distancia de la superficie de las raíces. Los mecanismos de transporte empleados son: *flujo de masas y difusión*. En este mecanismo participan distintos compartimentos celulares e interviene el metabolismo energético celular para vencer la presencia de una barrera de difusión o membrana semipermeable. Las raíces al absorber agua y nutrientes de su alrededor crean un gradiente de potencial hídrico y un gradiente de concentración que inducen el movimiento del agua y nutrientes hacia la zona de menor potencial.

Flujo de masas del agua y nutrientes disueltos en ella hacia la superficie de las raíces.

Es el transporte convectivo de nutrientes disueltos en la disolución del suelo hasta la superficie de las raíces, inducido por la transpiración de las plantas (Figura 3b).

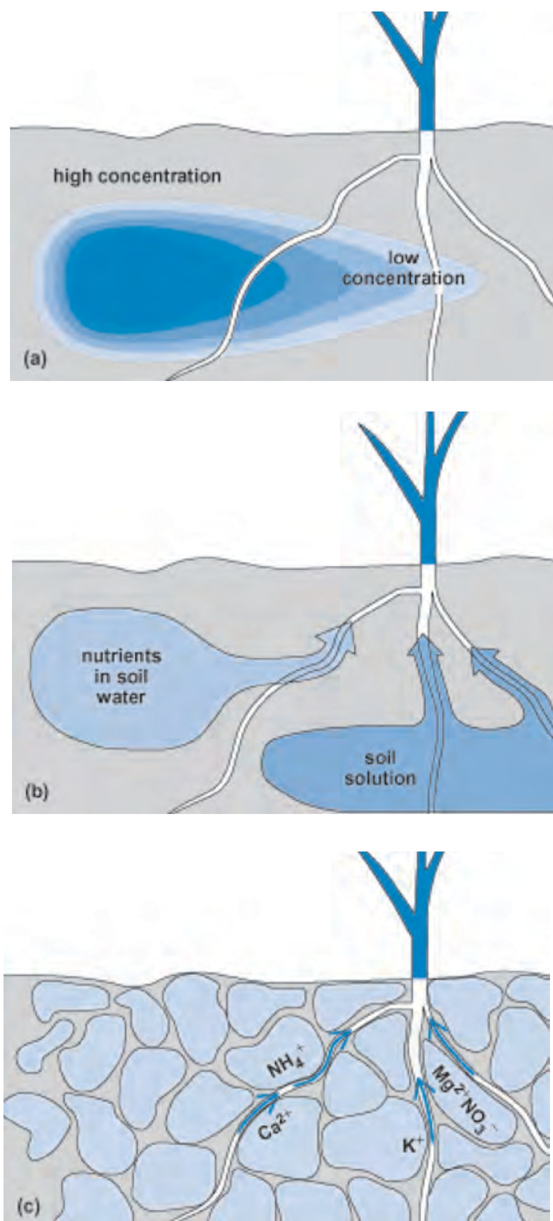


Figura 3.- Movimiento de nutrientes hacia las raíces: a) Intercepción; b) Flujo de masas, c) Difusión. (http://www.accessscience.com)

Difusión

Proceso espontáneo por el que ocurre un movimiento neto de una sustancia de una región a otra a favor de su potencial químico (Figura 3c). Se debe a las propiedades cinéticas de las moléculas, que provocan movimientos térmicos al azar de las sustancias que integran una solución. El resultado final, es la distribución uniforme de los potenciales químicos en todos los puntos del sistema o equilibrio de difusión. En contraste con flujo de masas, este mecanismo es importante para los nutrientes que se encuentran en las proximidades de las raíces.

Estos complejos procesos de absorción de nutrientes, son también responsables de las particulares características químicas y bioquímicas de la rizosfera y nos ponen en evidencia que el estudio de esta zona del suelo es fundamental en el campo de la fertilidad de los suelos.

Influencia de la adición de purín con diferentes camas de ganado sobre el suelo rizosférico y no rizosférico

Dado el escaso conocimiento de los efectos sobre el suelo de la adición de purín mezclado con diferentes camas de ganado, se presentan a continuación los resultados más relevantes obtenidos en un estudio reciente en suelos gallegos. El ensayo se realizó en tres explotaciones situadas en el municipio de Ordes (A Coruña). Los suelos, desarrollados a partir de esquistos de Ordes se clasifican como Umbrisoles háplicos (FAO 1998). Las tres explotaciones tienen el mismo manejo y se diferencian en el tipo de cama empleado en el establo:

- **Explotación 1:** no utiliza cama, por tanto aplica *purín sólo*.

- **Explotación 2**: usa como cama serrín + cal, aplicando a sus fincas *purín + serrín + cal.*

- **Explotación 3:** emplea en la cama del establo concha de mejillón triturada, es decir aplica una mezcla de *purín + concha de mejillón*.

Las tres explotaciones utilizan un sistema de rotación anual pradera/maíz. En cada una de las explotaciones se han seleccionado tres parcelas de aproximadamente 500 m^2 cada una. La pradera se instaló en octubre 2003, con una mezcla F-2 (raigrás italiano, dactilo, trébol violeta y trébol blanco ladino), (Yepes & Piñeiro 1974) y el maíz en Junio 2004. Los tratamientos se añadieron semestralmente en otoño y primavera. La dosis semestral de purín que reciben, es de 30 m^3 ha^{-1}. En el caso de las parcelas que reciben purín+cal y purín+concha ese purín lleva 900 kg de cal o concha, respectivamente. Todas las parcelas recibieron, además, un abonado NPK (8:24:16) de 500 kg ha^{-1} dos veces al año, antes de la implantación de la pradera y del maíz.

El objetivo fue estudiar la influencia de la adición de estas enmiendas y fertilizantes sobre el suelo en contacto directo con la raíz (suelo rizosférico) y sobre el resto del suelo (suelo no rizosférico) tanto para pradera como para maíz. El estudio se centró especialmente en conocer la influencia que la concha de mejillón utilizada como cama de ganado ejerce sobre algunos parámetros de fertilidad del suelo, y compararla con los efectos de la caliza comercial. La separación del suelo rizosférico y del no rizosférico para los dos tipos de vegetación, se realizó siguiendo el método de Chung & Zasoski (1994).

Efecto sobre el pH

Los resultados indican que el aporte de cal y de concha de mejillón triturada incrementa de forma significativa ($p<0,01$) el pH del suelo respecto a aquellas parcelas a las que tan sólo se les aplica purín (Figura 4). Este efecto es más acusado en el suelo rizosférico, especialmente en la segunda parte de la rotación (parcelas con maíz); esto puede deberse, probablemente, a que se necesita un cierto tiempo para que los tratamientos se incorporen al suelo (especialmente la concha de mejillón por su mayor granulometría) y para que los efectos de la actividad de las raíces sean evidentes.

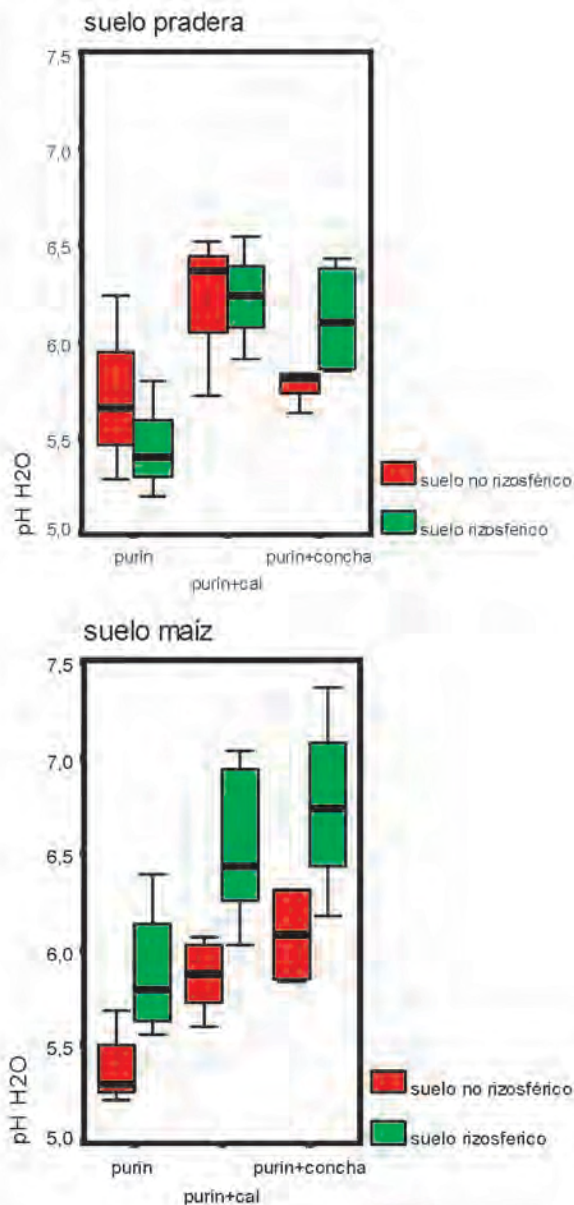


Figura 4.- Valores de pH en agua del suelo rizosférico y no rizosférico de las parcelas con pradera y maíz tras haberles aplicado los tres tratamientos (purín, purín+cal, purín+concha)

El hecho de que el aumento de pH sea más neto en la rizosfera se justifica por el mantenimiento del equilibrio de carga, asociado a la absorción iónica de las raíces. La absorción de cationes por las raíces, induce la expulsión de H^+, mientras que la absorción de aniones, lleva a la liberación de OH^- para mantener el equilibrio del sistema (Haynes 1990). De esta forma, el cambio neto de pH en la rizosfera dependerá de la relación de absorción anión/catión. Cuando la relación anión/catión es >1 el pH aumentaría, si la relación anión/catión es <1 aparecería una disminución del pH, es decir, probablemente en este estudio existe una mayor absorción de aniones que de cationes por parte de las raíces.

Efecto sobre el C orgánico y el N total

El valor del C orgánico es siempre superior en la rizosfera que en el suelo no rizosférico (Figura 5). Este hecho, ha sido señalado por otros autores (Gobran et al. 1998; Fernández-Sanjurjo et al. 2000; Corti et al. 2005) y atribuido a varios factores: pérdida de células apicales de la raíz, degradación de las raíces finas, exudación de los compuestos orgánicos por las raíces (mucílagos, ácidos orgánicos) y a la abundante población microbiana entorno a las raíces.

En cuanto a los tratamientos, se puede destacar el menor contenido de C en los tratamientos con caliza y concha de mejillón (Figura 5). Esto se debe a que los enmendantes favorecen la mineralización de la materia orgánica al aumentar el pH y con ello la actividad microbiana. En el suelo con pradera es el purín con cal el que presenta contenidos de C significativamente inferiores al purín sólo, mientras que en las parcelas con maíz el purín con concha posee un contenido de C significativamente más bajo (al 0,5%) que el tratamiento con purín sólo. Esto significa que la adición de concha produce un efecto muy similar a la adición de cal en el contenido de C del suelo, no observándose en ningún caso diferencias significativas entre ambos tratamientos.

Los efectos obtenidos para el N total son similares a los comentados anteriormente para el C.

Efecto sobre el amonio y el nitrato

Los contenidos adecuados de amonio para el crecimiento vegetal oscilan entre 25 y 50 mg kg^{-1} y los de nitrato entre 15 y 25 mg kg^{-1} (López-Ritas & López Mélida 1990). Los valores de este estudio se encuentran por encima de esos valores considerados adecuados, especialmente en lo referente al nitrato (Figura 6), y están relacionados con el aporte semestral de purín y de NPK a estos suelos.

El contenido de amonio (extraído con KCl 2M) en el suelo rizosférico es ligeramente, mayor que en el suelo no rizosférico, (parcelas con pradera) o presenta valores muy similares (parcelas con maíz) (Figura 6). Sin embargo, la concentración de nitrato (extraído con KCl 2M) presenta una ligera disminución en el suelo rizosférico, especialmente en la fase rotacional con maíz. El descenso de NO_3^- observado

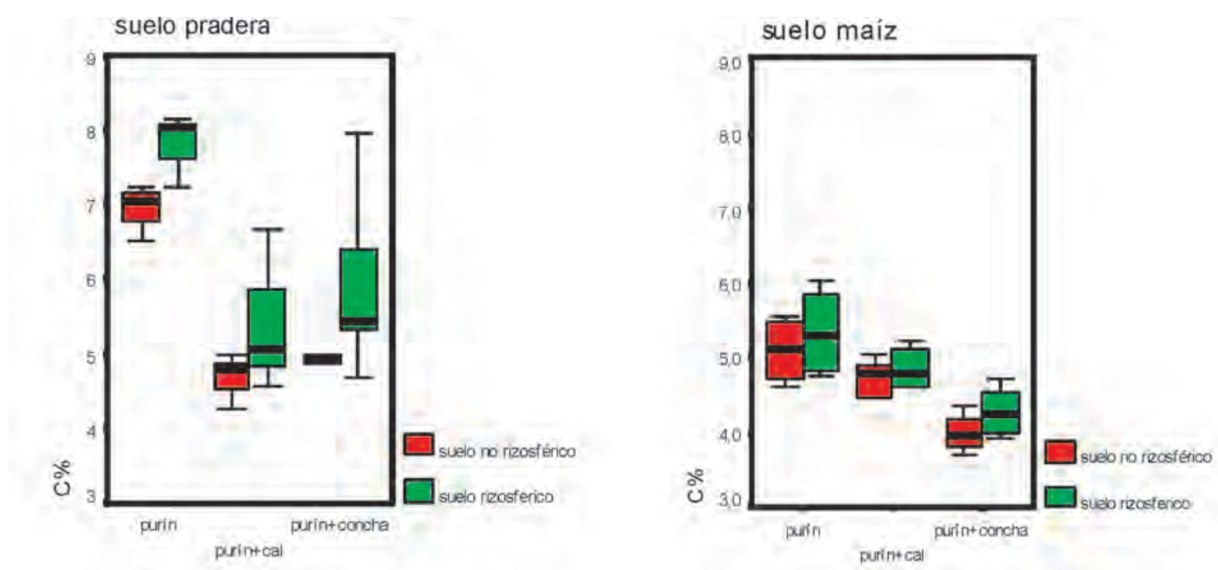


Figura 5.- Porcentaje de carbono del suelo rizosférico y no rizosférico de las parcelas con pradera y maíz tras haberles aplicado los tres tratamientos (purín, purín+cal, purín+concha)

en la rizosfera, sugiere una mayor velocidad de absorción de NO_3^- por las raíces que la llegada por flujo de masas a través del suelo, creando la "depletion zone" (Marschner 1991). El N es el único nutriente que es absorbido tanto en forma catiónica (NH_4^+) como aniónica NO_3^-; el que la planta tome una u otra forma dependerá de la especie vegetal de que se trate (Marschner 1995) y repercutirá en otras propiedades del suelo tales como el pH. Si se absorbe principalmente la especie aniónica (NO_3^-), la raíz liberará OH^- o consumiría H^+, elevándose el pH. Esto es lo que parece suceder en estas parcelas, especialmente en las de maíz. Así, el pH del suelo rizosférico es mayor que el del suelo no rizosférico, tal y como comentamos en apartados anteriores, justificándose la mayor absorción de NO_3^- respecto a NH_4^+. Marschner & Römheld (1983) y Ortas & Rowell (2004), también encuentran un mayor pH en el suelo rizosférico en cultivos de cereales, atribuyéndolo a las diferencias en la absorción catión-anión.

Efecto sobre el calcio cambiable

En la primera parte de la rotación (pradera) se observa una mayor concentración de Ca cambiable (extraído con NH_4Cl 1M) en las parcelas con purín+concha y, sobre todo, en las parcelas con purín+cal respecto a las que recibieron purín sólo (Figura 7), aunque apenas hay diferencias significativas entre los tratamientos. En la segunda parte de la rotación (maíz), son las parcelas que recibieron purín+concha las que presentan una mayor concentración de Ca cambiable, diferenciándose significativamente ($p< 0,01$) de los valores obtenidos en las parcelas con purín sólo. Algunos estudios (Scott et al. 1992; Viadé 2005), encuentran que cuánto mayor es el tamaño de grano del material añadido al suelo, mayor tiempo se requiere para su incorporación al suelo; esto justificaría la respuesta más lenta de la concha de mejillón respecto de la caliza.

Existe una mayor concentración de Ca cambiable en el suelo rizosférico respecto al suelo no rizosférico (Figura 7). Otros autores, trabajando en condiciones de campo, también han observado una mayor concentración de calcio en la rizosfera (Wang & Zabowski 1998; Schöttelndreier & Falkengren–Grerup 1999; Wang et al. 2001; Corti et al. 2005). Algunos de estos autores indican que las raíces de las plantas tienden a crecer hacia los microambientes edáficos más ricos en nutrientes, donde se producirá un mayor desarrollo radical y mayor producción de raíces secundarias. En muchos casos esto podría explicar el por qué del mayor contenido de algunos nutrientes alrededor de la raíz. Otros autores explican la mayor concentración de nutrientes entorno a las raíces por el mayor contenido en materia orgánica y la mayor alteración mineral que aparece en la rizosfera.

Según estos resultados, la utilización de concha de mejillón, provoca efectos muy similares o incluso mejores que la adición de cal sobre el contenido de Ca disponible, tal y como sucedía con otros parámetros. Los efectos de la concha de mejillón serían más beneficiosos a más largo plazo.

Efecto sobre el aluminio cambiable

La concentración de Al cambiable (extraído con NH_4Cl 1M) es baja en todas las parcelas ya que el pH en ningún caso es inferior a 5. Sin embargo, se observan efectos de los distintos tratamientos sobre este parámetro (Figura 8). Es evidente una disminución del Al de cambio cuando el purín se mezcla con cal o concha de mejillón en ambas fases de rotación, con diferencias significativas ($p<0,001$) entre el tratamiento con purín y los tratamientos purín con enmiendas (cal o concha) en las parcelas con maíz. Esto indica un efecto similar o incluso mayor de la concha de mejillón respecto a la caliza en la disminución del Al cambiable.

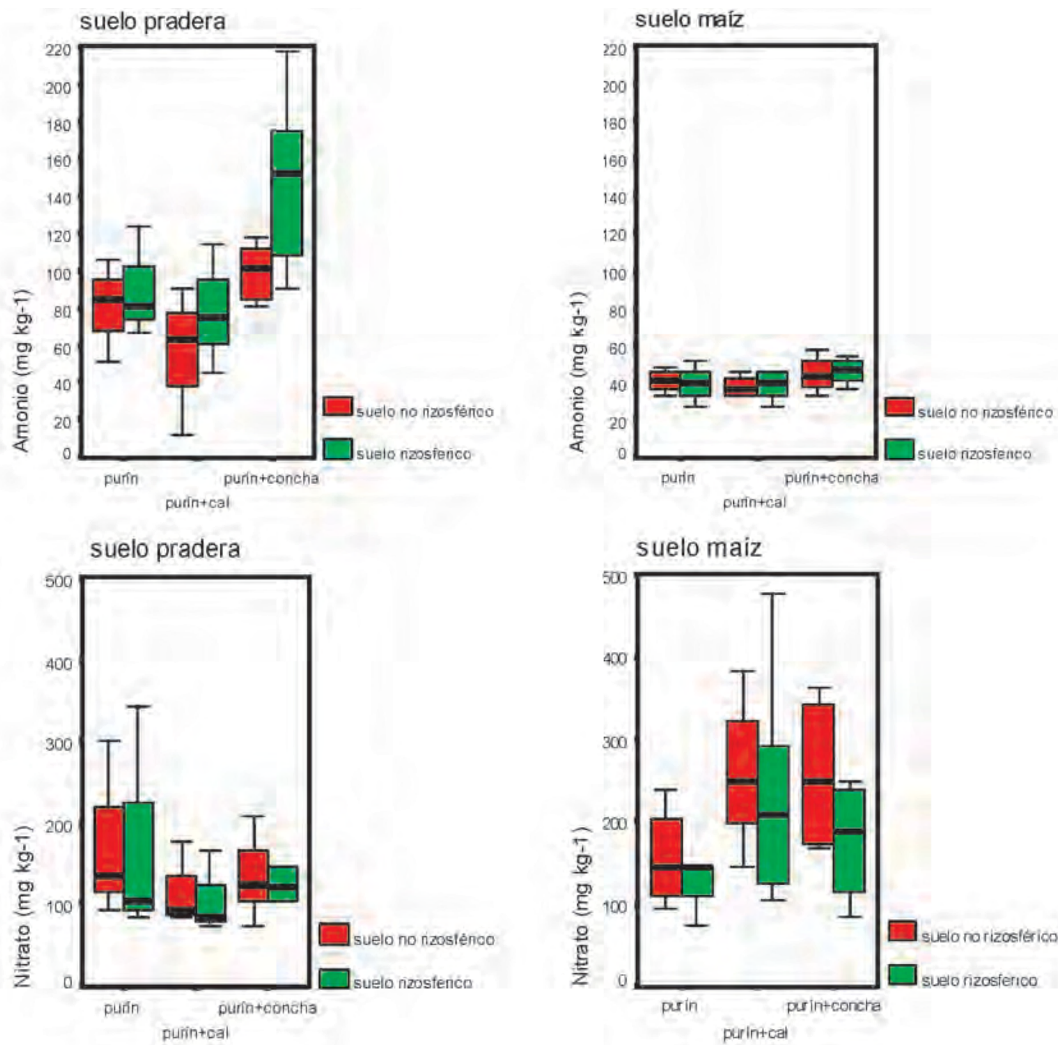


Figura 6.- Concentración de amonio y nitrato (extraídos con KCl 2M) en el suelo rizosférico y no rizosférico de las parcelas con pradera y maíz tras haberles aplicado los tres tratamientos (purín, purín+cal, purín+concha)

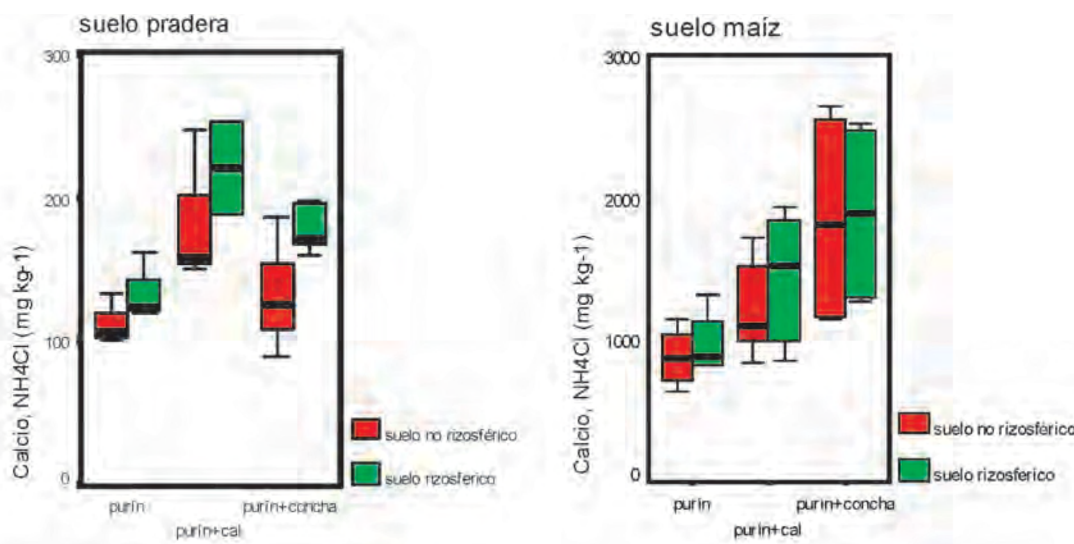


Figura 7.- Concentración de calcio cambiable (extraído con NH_4Cl 1M) en el suelo rizosférico y no rizosférico de las parcelas con pradera y maíz tras haberles aplicado los tres tratamientos (purín, purín+cal, purín+concha)

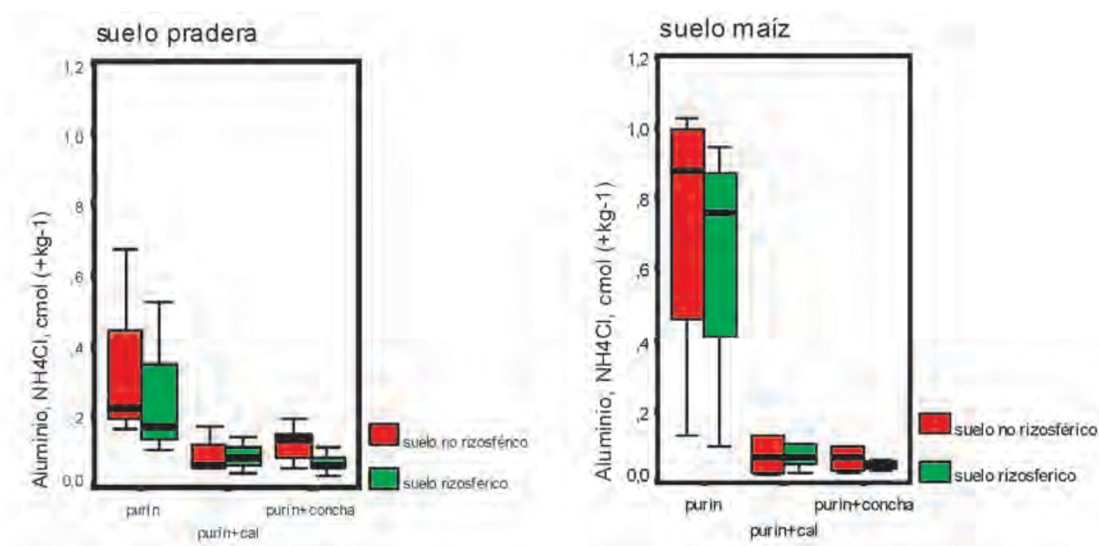


Figura 8.- Concentración de aluminio cambiable (extraído con NH_4Cl 1M) en el suelo rizosférico y no rizosférico de las parcelas con pradera y maíz tras haberles aplicado los tres tratamientos (purín, purín+cal, purín+concha)

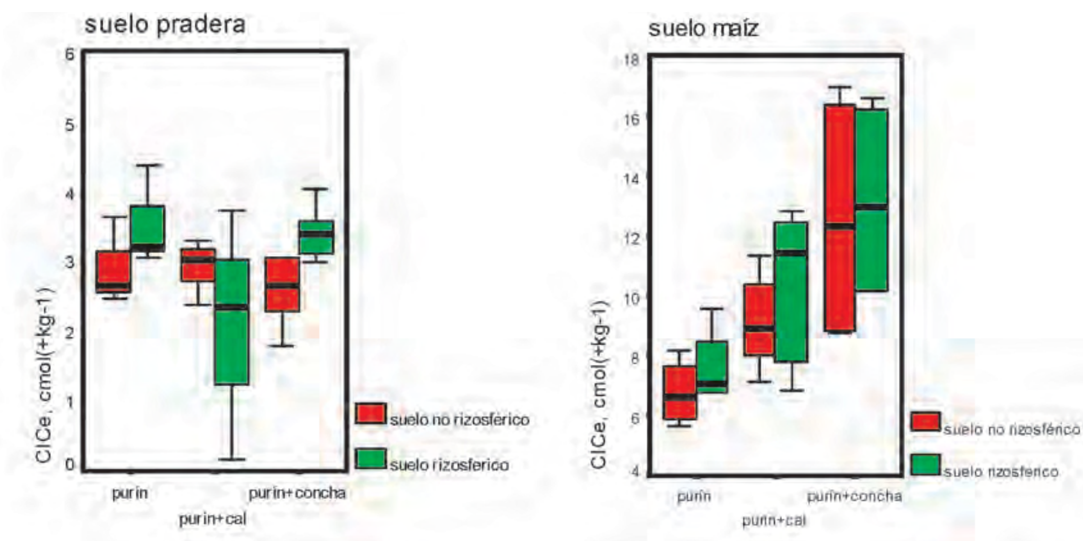


Figura 9.- Capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe) en el suelo rizosférico y no rizosférico de las parcelas con pradera y maíz tras haberles aplicado los tres tratamientos (purín, purín+cal, purín+concha)

Por otro lado, se manifiesta una ligera tendencia a una menor concentración de Al en la rizosfera respecto al suelo no rizosférico en todas las parcelas (Figura 8). Esto puede deberse a dos procesos principalmente: el mayor contenido en compuestos orgánicos entorno a las raíces favorece la complejación del Al por la materia orgánica, que pasa a formas no cambiables (Gustafsson et al. 2001); además, el incremento de pH obtenido en la zona de la rizosfera facilitaría la precipitación del Al de cambio en formas inorgánicas no extraíbles por el NH_4Cl (Oates & Kamprath 1983 a,b; Jarvis 1986; Fernández-Sanjurjo 1994….).

Efecto sobre la capacidad de intercambio catiónica efectiva (CICe)

La CICe (suma de los camiones cambiables Ca, Mg, K, Na y Al) presenta unos valores muy bajos en las parcelas dedicadas a pradera (Figura 9), inferiores a 4 cmol (+) kg^{-1}, límite dado por Buol et al. (1975) a partir del cual los valores de la CICe no son adecuados para el crecimiento vegetal. Sin embargo, en la segunda fase de la rotación aparece un incremento de la CICe, con valores superiores al límite anterior, es decir las condiciones son más adecuadas para el cultivo debido al incremento del número de cargas

negativas en las superficies coloidales. El incremento es más evidente en las parcelas tratadas con purín+concha que se diferencia significativamente del tratamiento purín sólo.

El aumento de CICe después de la adición de enmiendas calizas, ha sido citado por numerosos autores (Juo & Kamprath 1979; Parffit 1980; Fernández-Sanjurjo et al. 1991; Santano & Espejo 1997; Rutunga et al. 1998; Aitken et al. 1998; López-Díaz 2004; Viadé 2005 entre otros), y se relaciona con el hecho de que la adición de enmendantes afecta a la carga superficial de los coloides con carga variable. Por un lado, eleva el pH del suelo, creándose cargas negativas en los componentes de carga variable. Por otra parte, el Ca que aporta la concha de mejillón o la caliza puede reemplazar polímeros hidroxialumínicos, que en algunos suelos ácidos, bloquean la carga permanente, con lo que aumenta la CICe.

El aumento de la CICe es más evidente en el suelo rizosférico (Figura 9). Esto se puede justificar por la mayor concentración de materia orgánica entorno a las raíces, cuyos grupos COOH se disocian al aumentar el pH, elevando la carga neta negativa de estos compuestos orgánicos. De nuevo se pone en evidencia que el ambiente entorno a las raíces es más favorable para el crecimiento vegetal que el suelo no rizosférico, lo que indica la importancia del estudio de la zona rizosférica.

Conclusiones

La adición de cal y de concha de mejillón mejora las características nutritivas del purín (aumenta el pH, la CIC, el contenido de nitrato, de amonio, de calcio y disminuye la concentración de aluminio cambiable). El tratamiento con concha de mejillón, parece ser tan o más eficaz que el tratamiento con cal en la mejora de esos parámetros del suelo, por tanto se puede recomendar su utilización como cama para el ganado. Así, este residuo industrial pasaría a ser un recurso aprovechable, disminuyendo los costes tanto económicos como ambientales.

Este trabajo también pone de relieve las diferencias químicas obtenidas entre el suelo rizosférico y el no rizosférico, encontrándose una mayor concentración de nutrientes, mejores condiciones de acidez y descenso del Al de cambio en la zona próxima a las raíces. Las diferencias entre ambas zonas se amplían al añadirle cal o especialmente concha de mejillón al tratamiento, sobre todo en la segunda parte de la rotación, dónde las características de la rizosfera son mucho más adecuadas para el crecimiento vegetal. Esto indica que la no inclusión de la zona rizosférica en los estudios de evaluación y diagnóstico del estado nutritivo de los suelos, podría llevar a conclusiones erróneas sobre las potencialidades de los mismos.

Bibliografía

Aitken, R.L.; Moddy, P.W. & Dickson, T. (1998). Field amelioration of acidic soils in south-east Queensland. I. Effect of amendments on soil properties. Aust. J. Agr. Res. 49: 627-637.

Bailey, J.S. (1995). Liming and nitrogen efficiency: some effects of increased calcium supply and increased soil pH on nitrogen recovery by perennial ryegrass. Commun. In Soil Sci. Plant Anal. 26(7-8): 1233-1246.

Besga, G.; Rodríguez, M.; Pinto, M.; López, F.A. & Balcázar, N. (1997). Agronomic and nutritional effects of Linz-Donawitz slag aplication to two pastures in Northern Spain. Nutr. Cyd. Agroecosyst. 47: 261-269.

Buol, S.W.; Sánchez, P.Q.; Cate, R.B. & Granger, M.A. (1975). Soil fertility capability classification for fertility management. En E. Bornemisza y A. Alvarado (Eds.) Soil Management in Tropical America. North Carolina State Univ., Raleigh (NC, USA).

Buttler, H.A. (1993). Nitrogen fixation by a subclover-grass mixture grown on two acid soils treated with lime. Aust. J. Agric. Res. 44: 868-873.

Calvo, F. (2003). Caracterización dos puríns de vacuno das explotacións da conca do río Magdalena A Pastoriza. Proyecto Fin de Carrera Ingeniería Agrónoma. Escola Politécnica Superior. Universidade de Santiago de Compostela.

Carballas, T. (1991). Utilización de Resíduos ganaderos en Galicia. Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia-CSIC. Residuos Ganaderos. Fundación "La Caixa".157-169.

Carballas, T. & Díaz-Fierros, F. (1990). El purín de vacuno en Galicia. Caracterización, poder fertilizante y problemas ambientales. Consellería de Ordenación do Territorio e Obras Públicas. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.

Chung J.B. & Zasoski R.J. (1994). Ammonium-potassium and ammonium calcium exchange equilibria in bulk and rhizosphere soil. Soil Sci. Soc. Am J. 58: 1368-1375.

Coleman, N.T. & Thomas, G.W. (1967). The basic chemistry of soil acidity. En: Pearson R. W, Adams F. (Eds) Soil acidity and liming. Am. Soc. Agron. Madison (WI, USA).

Corti, G.; Agnelli, A.; Cuniglio, R.; Fernández-Sanjurjo, M. & Cocco, S. (2005). Characteristics of rhizosphere soil from natural and agricultural environments. En: Huang P.M., Gobran G.R. (Eds.) Biochemistry of trace elements in the rhizosphere. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

Curl, E.A. & Truelove, B. (1986). The rhizosphera. Springer-Vearlag, New York (USA).

FAO-ISRIC-ISSS (1998). World Reference Base for Soil Resources. FAO, Roma.

Fernández-Sanjurjo, M. (1994). Modificaciones inducidas por la técnicas de transformación y cultivo de pratenses en suelos de Galicia. Tesis Doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.

Fernández-Sanjurjo, M.J., Álvarez, E. & García-Rodeja, E. (1995). Efecto del encalado sobre ciertas propiedades de la solución del suelo, la fracción coloidal y la disponibilidad de fósforo. Edafología. 1: 119-127.

Fernández-Sanjurjo, M.J.; Corti, G. & Ugolini, F. (2000). Cambios químicos y mineralógicos en la fracción gruesa y fina de un suelo volcánico en función de la distancia a la raíz. Agrochimica. Vol: XLIV, (1-2): 69-78.

Gahoonia, T.S., Claassen, N. & Jungk, A. (1992). Mobilization of phosphate in different soils by ryegrass supplied with ammonium or nitrate. Plant Soil. 140: 241-248.

Gillman, G.P.; Brisow, K.L. & Hallman, M.J. (1989). Leaching of appliced calcium and potassium from an Oxisol in humid tropical Queensland. Aust. J. Agr. Res. 27: 183-198.

Gobran, G.R.; Clegg, S. & Courschesne, F. (1998). Rhizospheric processes influencing the biogeochemistry of forest ecosystems. Biogeochem. 42: 107-120.

Guerrero, A. (1996). El suelo, los abonos y la fertilización de los cultivos. Ed. Mundi- Prensa, Madrid, España.

Gustafsson, J.P.; Berggren, D.; Simonsson, M.; Zysset, M. & Mulder, J. (2001). Aluminium solubility mechanisms in moderately acid Bs horizons of pozolized soils. Eur J. Soil Sci. 52: 655-665.

Haynes, R. J. (1990). Active ion uptake and maintenance of cation-anion balance: a critical examination of their role in regulating rhizosphere pH. Plant and Soil. 126: 247-264.

Helyar, K.R. & Anderson, A.J. (1970). Some effects of the soil pH on different species and on the soil solution of a soil high in exchangeable aluminum. XI Int. Grassl. Congr. Univ. Queensland Press. pp. 431-434.

Helyar, K.R. & Anderson, A.J. (1971). Effects of lime on the growth of five species, on aluminum toxicity and phosphorus availability. Aust. J. Agric. Res. 22: 707-721.

Hiltner, L. (1904). Über neuere Erfahrungen und Probleme auf dem Gebiet der Bodenbakteriologie und unter besonderer Berücksichtigung der Gündüngung und Brache. Arbeiten der Deutschen Landwirtschaftlichen Gesellschaft. 98: 59-78.

Jarvis, S.C. (1986). Forms of aluminium in some acid permanent grassland soils. J. Soil Sci. 37: 211-222.

Juo, A.S. & Kamprath, E.J. (1979). Copper chloride as an extractant for estimating the potentially reactive aluminum pool in acid soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 43:35-38.

Labrador-Moreno, J. (1996). La materia orgánica en los agroecosistemas. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, España.

López Díaz, M.L. (2004). Fertilización con lodos de depuradora urbana en sistemas silvopastorales. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.

López–Ritas, J. & López Mélida, J. (1990). El diagnóstico de suelos y plantas: métodos de campo y laboratorio. Mundi- Prensa, Madrid, España.

Lynch, J.M. & Whipps, J.M. (1990). Substrate flow in the rhizosphere. Plant Soil. 129: 1-10.

Macías, F.R., Puga, M. & Guitián, F. (1978). Carácter ándico en suelos desarrollados a partir de gabros en Galicia. Anales de Edafología y Agrobiología. 37: 187-203.

Marschner, H. (1991). Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. Plant Soil. 134, 1-20.

Marschner, H. (1995). Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, Londres (Reino Unido).

Marschner, H. & Römheld, V. (1983). In vivo measurement of root- induced pH changes at the soil-root interface: effect of plant species and nitrogen source. Z. Pflanzenphysiol. 111: 241-251.

Marschner, B.; Stahr, K. & Renger, M. (1992). Lime effects on pine forest floor leachate chemistry and elements fluxes. J. Environ. Qual. 21: 410-419.

McLean, E.O. (1971). Potentially beneficial effects from liming: Chemical and physical. Soil Crop Sci. Soc. Flor. Proc. 31: 189-196.

Mehlich, A. (1984). Mehlich 3 soil test extractant: A modificación of Mehlich 2 extractant. Commum. Soil Sci. Plant Anal. 15: 1409-1416.

Mombiela, F.A. (1983a). Efecto de la cal y del Fósforo sobre las transformaciones de Nitrógeno en dos suelos ácidos de Galicia. An. INIA. Ser. Agric. 24: 269-280.

Mombiela, F.A. (1983b). El estudio de la fertilidad del suelo en Galicia. Apuntes históricos y problemática general de la investigación sobre la acidez y la falta de Fósforo. Xornadas de estudio sobor dos recursos da agricultura galega. 75-77: 87-110.

Morris, D.; Friesner, D.; Manson, L.; Allen, M.; Joost, R.; Jordani, F. & Bracy, R. (1987). Liming Coastal Plain soils in southeast Lousiana. Lousiana Agric. Exp. St. 31: 22-24.

Oates, K.M. & Kamprath, E.J. (1983a). Soil acidity and liming: I. Effect of the extracting solution cation and pH on the removal of aluminium from acids soils. Soil Sci. Soc. Am J. 47: 686-689.

Oates, K.M. & Kamprath, E.J. (1983b). Soil acidity and liming. II. Evaluation using aluminum extracted by various chloride salts for determining lime requiremnts. Soil Sci. Soc. Am. J. 47: 690-692.

Ortas, I. & Rowell, D.L. (2004). Effect of ammonium and nitrate on indigenous mycorrhizal infection, rhizosphere pH change, and phosphorus uptake by sorghum. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 35, 13-14: 1923-1944.

Parfitt, R.L. (1980). Soils of variable charge. B.K.G. N.Z. Soc. Soil Sci. Bureau. Lower Hutt. New Zeland.

Petersen, W. & Bottger, H. (1991). Contribution of organic acids to the acidification of the rhizosphere of maize seedings. Plant Soil. 132: 150-163.

Pinton, R.; Varanini, Z. & Nannipieri, P. (2001).The rhizosphere. Biochemistry and organic subtances at the soil – plant interface. Marcel Dekker Inc., N. York. (USA).

Richards, B.N. (1987). The microbiology of terrestrial ecosystems. Longman Scientific and Technical. J. Wiley. N. York.

Rutunga, V.; Steiner, K.G.; Karnaja, N.K.; Gachene, C.K.K. & Nzabonihankuye, G. (1998). Continuous fertilization on non-humiferous acid Oxisols in Rwanda "Plateau Central": Soil chemical changes and plant production. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 2: 135-42.

Santano Arias, J. & Espejo Serrano, R. (1997). Effects of lime and gypsum amendments on cation redistribution and copper, zinc, and manganese availability in a plexerult from SW Spain. Agrochimica. 41: 233-40.

Saña-Vilaseca J., Moré-Ramos, J.C. & Cohi-Ramón, A. (1996). La gestión de la fertilidad de los suelos. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España.

Schöttelndreier, M. & Falkengren-Grerup, V. (1999). Plant induced alteration in the rhizosphere and the utilisation of soil heterogeneity. Plant and Soil. 209: 297-309.

Scott, B.J.; Conyers, M.K.; Fisher, R. & Lill, W. (1992). Particle size determines the efficiency of calcitic limestone in amending acidic soil. Aust. J. Agri. Res., 43: 1175-85.

Shamshuddin, J.; Sharifuddin, H.A.H.; Bell, L.C. (1998). Longevity of ground magnesium limestone applied to an Ultisol. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 29: 1299-1313.

Viadé, A. (2005). Utilización de caliza magnesiana con distintas granulometrías en una rotación pradera/maíz. Efectos sobre las propiedades químicas del suelo y la producción. Tesis Doctoral. Escola Politécnica Superior de Lugo. Universidade de Santiago de Compostela.

Wang, X. & Zabowski, D. (1998). Nutrient composition of Douglas-fir rhizosphere and bulk soil solutions. Plant Soil. 200: 13-20.

Wang, Z.; Göttlein, A. & Bartonek, G. (2001). Effects of growing roots of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European Beech (*Fagus sylvatica* L.) on rhizosphere solution chemistry. Journal of Plant Nutr. Soil Sci. 164: 35-41.

Wheeler, D.M. (1998). Investigation into the mechanisms causing reponse in a grass/clover pasture on a clay loam soil. New Zeal. J. Agri. Res. 41: 497-515.

Whitehead, D.C. (1995). Grassland nitrogen. CABI, Wallingford (Oxfordshire, Reino Unido).

Xuga, 2004. www.xunta.es/galicia2004.

Yepes, H.M.V. & Piñeiro, J. (1974). Distribución estacional de la producción de algunas especies pratenses en Galicia. Pastos. 2: 63-76.

16 Residuos agroindustriales

S. Seoane

Las industrias agrarias, su importancia y principales características

El aprovisionamiento de alimentos y fibras es, tal vez, la primera necesidad del ser humano, sin embargo, hasta el s. XVIII se puede considerar que la obtención de estos productos estaba ligada a la generosidad de la naturaleza. Es en la época de la Ilustración cuando el hombre descubre la posibilidad de ejercer su influencia sobre la explotación de los recursos que, por otra parte, considera inagotables (Díaz-Fierros 2006). Pero la auténtica transformación llegó con la tecnificación del trabajo a finales del s. XIX e inicio del s. XX. En este aspecto, el trabajo agrícola no fue una excepción y, a mediados del s. XX llegaron al campo las máquinas que permitieron la puesta en producción de grandes extensiones de terreno.

Por otra parte, la necesidad de elaborar, transformar y conservar los alimentos y de elaborar las fibras hizo que una serie de actividades (fabricación de tejidos, curtidos, salazones…), conocidas desde las civilizaciones más antiguas, y que se realizaban en los hogares o en pequeños talleres artesanales pasasen a ser manufacturados en fábricas.

Vinculado al sector agrario surge un sector industrial que transforma y conserva los productos obtenidos. Se puede definir la industria agraria como “aquella que transforma, conserva, manipula, o prepara materias primas agrarias, con objeto de obtener productos agrarios finales o intermedios, aptos para la alimentación de los seres vivos o para ser utilizados en otros procesos industriales” (J. Pulgar, citado en Seoánez Calvo 2003). El grueso del sector lo constituye la industria agroalimentaria que resulta estratégica para cualquier país, ya que controla productos de primera necesidad.

Las principales características de este tipo de industrias son:

- Su heterogeneidad, dado que manipulan materias primas muy variadas que además, en muchos casos, son perecederas.

- El empleo de procesos muy diferentes y también la obtención de productos finales muy diversos.

- La dependencia del sector agrario y esto se traduce, en muchos casos, en su comportamiento estacional.

- Su ubicación en áreas rurales o en pequeños pueblos.

Tampoco hay que olvidar que en las últimas décadas este sector ha sufrido cambios muy importantes:

- La conservación de alimentos perecederos gracias a la industria del frío.

- La globalización que ha permitido extender el consumo de productos, hasta ahora considerados exóticos.

- El cambio de los hábitos alimenticios que ha hecho aparecer “nuevos alimentos” (funcionales, dietéticos…) etc.

- Un mayor interés por alimentos ecológicos y fibras naturales.

Se trata pues de un sector muy amplio que abarca un gran número de actividades, que se citan tal y como aparecen recogidas en el Catálogo Nacional de Actividades Económicas (CNAE), pero en el que también se pueden incluir otras muy relacionadas como pueden ser la industria del frío, envasadoras o, la de maquinaria propia de los

Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Escola Politécnica Superior. Campus universitario, 27002 Lugo. Universidade de Santiago de Compostela. E-mail: socorro.seoane@usc.es, Tfno: 982 823138, Fax: 982 285926

procesos. En esta relación se incluyen (Seoánez Calvo 2003):

1. FABRICACIÓN DE ACEITE DE OLIVA.

2. FABRICACIÓN DE ACEITES VEGETALES.

3. FABRICACIÓN DE CONSERVAS VEGETALES.

4. FABRICACIÓN DE PRODUCTOS DE MOLINERÍA.

5. FABRICACIÓN DE PASTAS ALIMENTICIAS Y PRODUCTOS AMILÁCEOS.

6. INDUSTRIA DEL PAN, BOLLERÍA, PASTELERÍA Y GALLETAS.

7. INDUSTRIA AZUCARERA.

8. INDUSTRIAS DEL CACAO, CHOCOLATES Y PRODUCTOS DE CONFITERÍA.

9. ELABORACIÓN DE PRODUCTOS DIVERSOS.

10. INDUSTRIAS DE ALCOHOLES ETÍLICOS DE FERMENTACIÓN.

11. INDUSTRIAS DE ELABORACIÓN DE VINOS.

12. FABRICACIÓN DE SIDRA.

13. FABICACIÓN DE CERVEZA Y MALTA CERVECERA.

14. INDUSTRIAS DE LAS AGUAS MINERALES, GASEOSAS Y OTRAS BEBIDAS NO ALCOHÓLICAS.

15. INDUSTRIA DEL TABACO.

16. INDUSTRIAS DE DESECACIÓN Y DESHIDRATACIÓN DE PRODUCTOS VEGETALES.

17. CENTROS DE MANIPULACIÓN, CLASIFICACIÓN Y SELECCIÓN HORTOFRUTÍCOLA Y CONSERVACIÓN FRIGORÍFICA.

18. INDUSTRIAS DESCASCARADORAS, TROCEADORAS Y REPELADORAS DE FRUTOS SECOS.

19. INDUSTRIAS DE CLASIFICACIÓN Y SELECCIÓN DE PRODUCTOS AGRARIOS.

20. EMBOTELLADORAS DE VINOS Y OTROS PRODUCTOS.

21. INDUSTRIAS DE FABRICACIÓN DE ALCOHOL, AGUARDIENTES COMPUESTOS Y LICORES.

22. INDUSTRIA DE ELABORACIÓN DEL MOSTO DE UVA.

23. INDUSTRIA DESMOTADORA DE ALGODÓN.

24. CÁMARAS DE REFRIGERACIÓN, CONSERVACIÓN Y MADURACIÓN ACELERADA DE PRODUCTOS AGRÍCOLAS.

25. OTRAS INDUSTRIAS DE OBTENCIÓN DE FIBRAS TEXTILES Y ELABORACIÓN DE MIELES Y CERAS.

En Galicia, la Subdirección Xeral de Industrias Agroalimentarias dispone de un Directorio de las Agroindustrias de Galicia (fomento.agri@xunta.es) en el que estas actividades aparecen clasificadas en seis bloques: industrias cárnicas, industrias lácteas, relacionadas con la alimentación animal, industrias vitivinícolas y alcohólicas, industrias de productos hortofrutícolas y otras. Además, dentro de cada uno de estos epígrafes se subdividen por sectores, así dentro de las lácteas aparecen las de recogida de leche, de envasado, de queso y otros productos. Tal y como ya se ha dicho, se trata únicamente de un directorio y no aporta información técnica alguna.

Las industrias agrarias y el medio ambiente

A mediados del s. XX algunos científicos hacen llegar al gran público su preocupación por los cambios que estaba sufriendo el comportamiento del hombre con respecto a la naturaleza y las consecuencias que ello podía tener (Díaz-Fierros 2006). Esta preocupación que en aquellos años afectaba a unos pocos, hoy en día, se ha generalizado, y se puede decir que existe, en una buena parte de la sociedad, una conciencia ecológica. Esta actitud que afecta a todos los aspectos del comportamiento, tiene especial relevancia en algunos campos; tal vez uno por el que la sociedad muestra mayor preocupación es el de la producción de alimentos. En los países desarrollados la sociedad demanda cada vez más productos y de mayor calidad, pero exige que estos sean obtenidos con métodos respetuosos con el medio ambiente.

En este contexto, el control sobre la industria agroalimentaria (sector clave de las agroindustrias) debería ser exhaustivo. Pues bien, a pesar de que estas factorías desarrollan actividades que ejercen un enorme impacto sobre el entorno, no es fácil obtener información sobre un aspecto básico como es la cantidad de residuos que generan en sus procesos productivos.

Según la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos se define *Residuo* como "cualquier sustancia u objeto perteneciente a alguna de las categorías que figuran en el anejo de esta Ley, del cual su poseedor se desprenda o del que tenga la intención u obligación de desprenderse. En todo caso, tendrán esta consideración los que figuren en el Catálogo Europeo de Residuos (CER), aprobado por las Instituciones Comunitarias".

Parece obvio que el primer paso para la búsqueda de soluciones a los problemas causados por las actividades en este tipo de factorías es conocer la respuesta a las preguntas siguientes: ¿cuántas agroindustrias existen y dónde están?, ¿qué productos manipulan y qué producen?, ¿qué tipo de subproductos y/o residuos generan y en qué cantidad?

Existe cierta información, aunque dispersa, para dar respuesta a las dos primeras preguntas, pero para la última, no hay datos accesibles que permitan responder a ese interrogante, no existe una cuantificación real de la cantidad de residuos que se producen como consecuencia de este tipo de actividades. Existen estimaciones, tales como la que se muestra en la Tabla 1, que aunque se trata de cifras aproximadas y, de hace unos cuantos años, sirven para poner de manifiesto la importancia que tiene la generación de residuos por parte de la actividad agroganadera y

agroindustrial frente a la cantidad que se genera en los hogares y por la depuración de aguas residuales.

ORIGEN	Millones de t ano^{-1}
AGRICULTURA Producción agrícola Industria agroalimentaria Producción ganadera intensiva	>120
NÚCLEOS URBANOS Basura doméstica Jardinería Depuración de aguas residuales	>12
ACTIVIDAD FORESTAL Producción forestal Industrias de transformación de la madera	>5

Tabla 1.- Cantidad de residuos producidos en España según su origen (Rodríguez 2001)

Una iniciativa interesante de cara a llenar este vacío lo constituye el proyecto TRAMA, uno de cuyos objetivos es la elaboración de un mapa de contaminación potencial por las agroindustrias en algunas zonas de Cataluña. La información inicial sobre las agroindustrias presentes en el territorio TRAMA ha sido facilitada por la Generalitat y las Cámaras de Comercio. Después de una recogida exhaustiva de información, se establecen tres niveles, según el potencial contaminante de cada factoría en función de sus actividades y de la legislación.

A falta de otra información, de forma general, se puede decir que la calidad y cantidad de los residuos en las industrias agrarias depende de:

- Tipo de material procesado

Los problemas generados por una fábrica envasadora de leche son diferentes a los de una almazara o los de una fábrica de procesado de pieles. Son distintas las materias primas utilizadas, muy diferentes los procesos ejecutados y, en consecuencia, también la contaminación que causan (Tabla 2). Hay que resaltar la carga contaminante generada por las alcoholeras y las almazaras. A pesar de las grandes diferencias, una buena parte de los residuos originados en este tipo de factorías son de naturaleza orgánica y, en muchos casos, fácilmente biodegradables.

- Tipo de la tecnología utilizada

Aún cuando se trate de una misma materia prima, la tecnología utilizada modifica sustancialmente los productos y subproductos obtenidos así como los residuos generados. Un ejemplo muy ilustrativo de esta situación se puede encontrar en la extracción del aceite de oliva virgen.

La obtención del aceite se puede hacer por dos métodos: presión o centrifugación, tal y como se comentará más adelante. En el sistema tradicional o de presión se utilizan entre 12 y 40 litros de agua por cada 100 kg de aceituna y se originan entre 0,5 y 1,5 L de alpechín por kg de aceituna procesada (Cabrera 1995). Se trata de un sistema poco competitivo por los costes tan elevados, derivados del propio proceso y de la mano de obra necesaria. Posteriormente, se sustituyó el sistema de prensas por un sistema de centrifugación en continuo, en este caso se consumen, aproximadamente, 100-140 L de agua por cada 100 kg de aceitunas y se producen 1,3-1,4 L de alpechín por cada kg de aceituna tratada. En los años 90 se modificó el sistema continuo de centrifugación con la aparición del decantador de dos fases (aceite y alpeorujo). En este caso, el agua se reutiliza y además, la calidad del aceite obtenido es superior a la del obtenido por el sistema de tres fases ya que se mantienen gran parte de las sustancias aromáticas y es más estable a la oxidación (Cabrera 1995).

- Tamaño de la factoría

Es frecuente que en este tipo de industrias convivan la fábricas artesanales con grandes factorías, en ocasiones, de grandes multinacionales. Este hecho también resulta decisivo a la hora de caracterizar los subproductos, no sólo por la cantidad sino porque la tecnología utilizada poco o nada tiene que ver en uno y otro caso y los subproductos generados tampoco.

Aunque pudiera parecer que estas industrias tienen pocos aspectos en común sin embargo, tienen ciertas características similares (Panales 1994; Maestre Albert & Bernal Fontes 1994):

- *Manejan gran cantidad de materia prima* y en muchos casos, con elevado porcentaje de rechazo, tal vez uno de los ejemplos más claros de este aspecto lo constituyen las factorías de manipulación de frutas y verduras así como las fábricas de conservas vegetales y zumos en las que, en ocasiones, el porcentaje de residuos supera el 50% (Tabla 3).

- *Manejan grandes volúmenes de agua* ya que por sus características (alto calor latente de vaporización-condensación, alto poder de disolución, buen agente de limpieza, buen medio de transporte de productos delicados, buen disolvente para extracciones, vehículo de reactivo y

Tipo de industria	Carga contaminante media*	Contaminación orgánica**
Conservas vegetales	1,35	5 a 20
Fábrica de levadura	45,00	45
Industrias lácteas	4,70	54
Azucareras	3,15	15
Mataderos	3,05	5 a 20
Fábricas de cerveza	6,3	8 a 12
Alcoholeras	20,00	150 a 200
Almazaras	50,00	50 a 60

*g DBO_5 L^{-1} de agua residual ** g DBO_5 kg^{-1} de producto final

Tabla 2.- Carga contaminante de diferentes agroindustrias (Maestre Albert & Bernal Fontes 1994)

PRODUCTO	% RESIDUOS TOTAL*
Tomate	15
Pimiento piquillo	53
Pimiento morrón	63
Espárrago	51
Alcachofa	63
Judía verde	28
Champiñón	21
Puerro	47
Brotes de ajo	17
Borraja	28
Cardo	65
Acelga	48
Espinaca	13
Melocotón	25
Ciruela y albaricoque	10

*Se incluye como % del residuo el producto separado en la selección y el defectuoso (podrido, dañado, etc.).

Tabla 3.- Residuos generados (%) en la fabricación de conservas vegetales (Viniegra et al. 2001)

soporte de reacciones) es un componente imprescindible en el procesado de los productos agrarios. Además, en algunos casos, forma parte del producto final y también actúa como agente auxiliar en los procesos de fabricación. De todas formas, las cantidades utilizadas varían en las diferentes agroindustrias aún cuando manejen la misma materia prima, tal y como puede verse en la Tabla 4.

Producto	Volumen de agua residual (L/L leche)
Centros de envasado	1-2
Queso	0,6-2
Mantequilla	80/kg de mantequilla

Tabla 4.- Volúmenes de agua utilizados en las industrias lácteas (Seoánez Calvo 2003)

- *Presentan gran heterogeneidad de los vertidos (volumen y composición)* por la variedad de materias primas utilizadas, los procesos empleados, las instalaciones y la tecnología disponibles y, además, es frecuente que la producción de residuos sea muy variable a lo largo del año. Un ejemplo muy ilustrativo de este último aspecto lo constituye la industria del aceite, en la que la campaña (recogida y molturación) tiene una duración de 5 meses (noviembre a marzo). En ese período se manejan del orden de 2000000 t de aceituna lo que genera, aproximadamente, 2000000 m^3 de alpechín en 100 días, lo que supone 12000 t de DBO_5 en 100 días, que equivale a la contaminación producida diariamente por una población de 16 millones de habitantes en esos 100 días (Cabrera et al. 1996).

- *Falta de datos fiables*, salvo trabajos puntuales, no existe una evaluación a nivel estatal o autonómico de los efluentes (volúmenes, caudales, equivalencia con la contaminación urbana…), a pesar de la importancia que tiene este aspecto en el control de la calidad ambiental.

Tipos de residuos generados en las principales agroindustrias

Las operaciones llevadas a cabo en las agroindustrias generan residuos gaseosos, líquidos y sólidos que presentan características particulares en cada una de ellas, tal y como ya se ha apuntado.

Los que tienen, en general, una menor entidad son las emisiones gaseosas, por eso, en este trabajo, tan sólo se mencionan. Así, se emiten HCFC, CFC o NH_3 por mal funcionamiento de los circuitos de refrigeración, CO_2 y NO_x procedentes de calderas de combustión CO_2, COV y CH_4, como consecuencia de fermentaciones. Los HCFC, CFC tienen una enorme repercusión sobre la disminución de la capa de ozono y su eliminación es de obligatorio cumplimiento desde la firma del Protocolo de Montreal (1987). El CO_2 y NO_x son gases de efecto invernadero y la disminución de sus emisiones pasa por la utilización de tecnologías más eficientes.

Los **residuos sólidos y líquidos** son los que suponen un mayor impacto sobre el medio por su cantidad y calidad. Los residuos sólidos presentan características particulares según cada industria; sin embargo, los líquidos, aún siendo diferentes, tienen características comunes que hace relativamente sencillo su tratamiento, tal y como se verá más adelante.

Para caracterizar y cuantificar los residuos sólidos y líquidos es importante conocer, aunque sea de forma muy somera, los procesos que se llevan a cabo en las distintas factorías. A continuación, se presentan los diagramas de procesos de algunas de las agroindustrias más importantes, tanto en España (caso de las industrias relacionadas con el sector de la fruta y el aceite de oliva) como en Galicia (relacionadas con el sector lácteo y cárnico), y también para ambas (caso de la industria enológica), con el fin de ilustrar la procedencia de los diferentes residuos.

Industrias de productos hortofrutícolas

En este grupo, se consideran las industrias de manipulación de productos hortofrutícolas y de conservas vegetales, aunque en unas y otras se utilizan algunos procesos diferentes, a efectos de comprensión global del problema, se abordan de forma conjunta. En la Figura 1 se muestra un diagrama de procesos de una industria de manipulación de productos hortofrutícolas.

En este tipo de factorías se generan importantes residuos sólidos en las etapas de recepción y calibrado, además en algunos casos (industrias de conserva) existen otras etapas: cortado, pelado, descorazonado, que generan un gran volumen de residuos sólidos. En las etapas de lavado, escaldado, enfriado, cortado, se producen,

fundamentalmente residuos líquidos (Riquelme 1994; Viniegra et. al. 2001).



Figura 1.- Proceso de manipulación de los productos hortofrutícolas (Riquelme 1994)

En cada etapa el efluente es diferente, así en las etapas de lavado se emplean disoluciones tanto ácidas como alcalinas, a veces, con agentes tensoactivos. En el caso de las conservas se utiliza un lavado con agua caliente (una disolución alcalina que, posteriormente, es neutralizada con un ácido) que arrastra carbohidratos, carotenos y fenoles, que también aparecen en etapas como el pelado y el escaldado. El agua caliente procedente de los procesos de esterilización también puede contener metales, pueden aparecer pesticidas procedentes de los tratamientos en campo y otros productos fitosanitarios de los tratamientos postcosecha (Maestre Albert & Bernal Fontes 1994).

Además, hay que tener en cuenta otros residuos líquidos como aceites, aditivos, o residuos sólidos como plásticos, bricks, fluorescentes, pallets, papel etc. que se generan en esta y en otras agroindustrias, en cantidad importante, pero cuyo tratamiento es totalmente diferente a los residuos "específicos" y por lo tanto, deben separarse cuidadosamente para su pertinente tratamiento por un gestor autorizado.

Industria del aceite de oliva

España es el primer país productor y también el primer exportador mundial de aceite de oliva. El aceite está presente en las vacuolas y el citoplasma de la aceituna en cantidad variable (entre el 15 y el 35%) y su extracción es una operación compleja. Como paso previo es preciso recoger la aceituna entera, sana y, llevar a cabo su procesado antes de que comience su fermentación. Hay que limpiarla antes de la molturación y batido para romper la pulpa y provocar la salida del aceite. Posteriormente a la molturación, la pasta obtenida se somete a un proceso de extracción para obtener aceite. Dicha extracción se hace por dos métodos:

- Por presión (método tradicional).

- Por centrifugación que, a su vez, puede realizarse en 3 o en 2 fases.

La extracción por presión es el método más antiguo y consiste en la compresión de la pasta en una prensa hidráulica que permite la separación de una fase líquida, compuesta por aceite y alpechín, y un residuo sólido denominado orujo (restos de aceituna, huesos y agua). En este método son necesarios entre 12-40 litros de agua por cada 100 kg de aceituna y se producen del orden de 0,5-0,6 L de alpechín por kg de aceituna procesado.

El alpechín es un licor acuoso compuesto por el agua de vegetación y los tejidos blandos de la aceituna, así como el agua utilizada en las distintas etapas de la elaboración del aceite. Se trata de un líquido oscuro y maloliente compuesto por 83-94% de agua, 4-16% de materia orgánica (polisacáridos, proteínas, ácidos orgánicos, polifenoles) y 0,4-2,5% de sales (carbonatos, fosfatos, potasio, sodio) que tiene un alto poder contaminante (DBO 35-100 g L^{-1}, DQO 45-130 g L^{-1}, CE 8-22 dS m^{-1}) causando una elevada contaminación en un período muy corto cada año (Cabrera 1995; López 1995; Cabrera et al. 1996) .

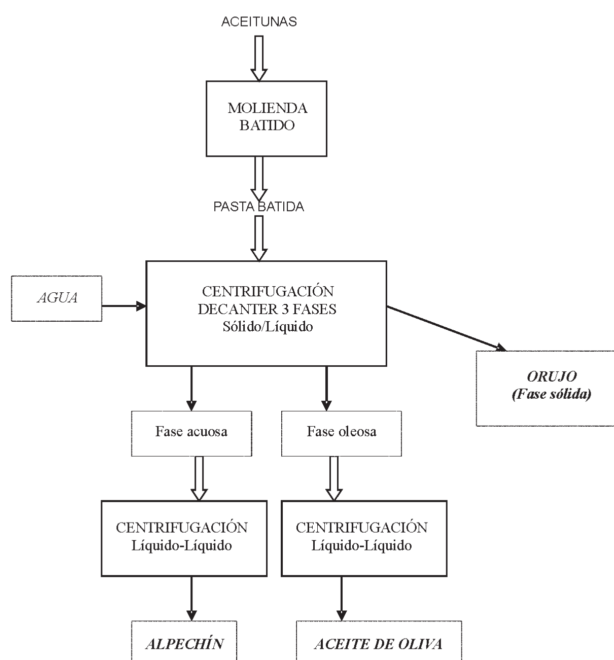


Figura 2.- Obtención del aceite de oliva por centrifugación (tres fases)

En la década de los 70 apareció el sistema de centrifugación en tres fases (orujo, alpechín y aceite de oliva) en el que para conseguir la salida del aceite es

necesario incorporar agua a la pasta (100-140 L por cada 100 kg de aceituna) y se producen entre 1,3 y 1,4 L de alpechín por kg de aceituna (Figura 2). El grave inconveniente de este procedimiento es la gran cantidad de agua utilizada y, en consecuencia, la gran cantidad de alpechín producido. Inicialmente, el alpechín se almacenaba en balsas para conseguir su evaporación. El escaso mantenimiento de las balsas y los sistemas de depuración del lodo resultante, se mostraron claramente ineficaces además de muy costosos (López 1995).

Al inicio de la década de los 90 apareció una nueva tecnología, la centrifugación en dos fases (Figura 3). Con este sistema se utiliza el propio alpechín para dar fluidez a la pasta, en lugar de agua limpia, con el consiguiente ahorro de agua. Además, se evita la pérdida de gran cantidad de antioxidantes presentes en el aceite que se eliminan con el agua. Así se obtienen dos productos: aceite y alperujo o alpeorujo (residuo sólido acompañado con un 50-70% agua).

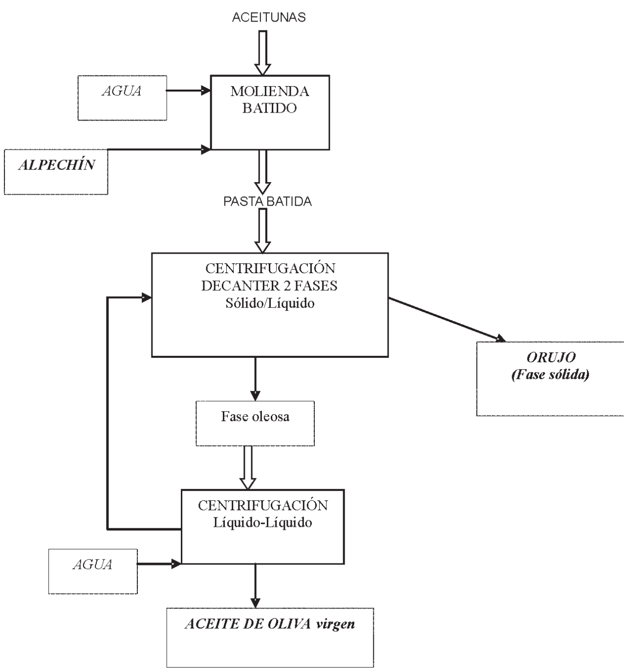


Figura 3.- Obtención del aceite de oliva por centrifugación (dos fases)

Industrias cárnicas

En este grupo se incluyen tanto los mataderos polivalentes (principalmente ganado porcino, vacuno y avícola) como las industrias de transformación de los productos obtenidos (curados, embutidos, cocidos, etc.). Los mataderos constituyen la industria básica de todas las cárnicas y sin duda es la más contaminante por el volumen de sus efluentes, su carga de materia orgánica (Tabla 5) y sus efectos sobre el medio ambiente (Peña & Vidal 1994; Seoánez Calvo 2003).

Establecimiento	DBO (mg L^{-1})	DQO (mg L
Mataderos polivalentes	2070	4840
Mataderos de aves	1140	2280
Elaboración de productos cárnicos	1710	3280

Tabla 5.- Características de las aguas residuales de algunas industrias cárnicas

Según los datos del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA) en 2003 el sacrificio de ganado (bovino, ovino, caprino, porcino, equino, aves y conejos) supuso un total de 5596120 t. El trabajo es diferente según el tipo de animal, en la Figura 4 aparecen los procesos básicos en un matadero de vacuno.

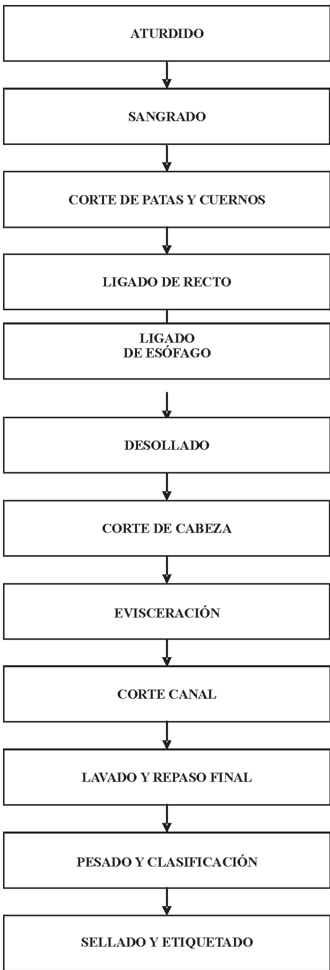


Figura 4.- Diagrama de flujo de una línea de sacrificio de vacuno (López Vázquez & Casp Vanalocha 2004)

En cada una de estas operaciones se producen diferentes residuos que, obviamente, deben ser separados y tratados según sus características. Además de los subproductos sólidos característicos, que se verán más adelante, es importante resaltar la presencia de sangre (material con una elevada DBO), así como las aguas de lavado con importante cantidad de sólidos en suspensión y con elevada presencia de cloruros, nitrógeno y fósforo, junto con

detergentes y desinfectantes. También hay que tener en cuenta la emisión de gases de combustión y también de HCFC procedentes de las instalaciones de refrigeración y congelación.

Dejando a un lado las canales, que posteriormente se despiezan, se consideran subproductos de matadero todo lo que no es una canal o un despojo y que se recogen en la Figura 5.

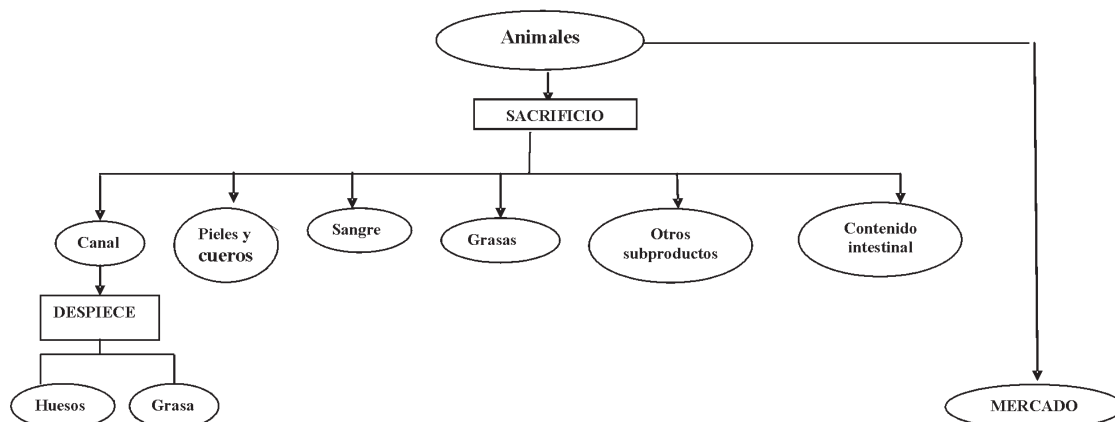


Figura 5.- Subproductos generados en un matadero (López Vázquez & Casp Vanaclocha 2004)

Tras la reaparición de la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB), la mayor parte de estos productos (a excepción de las pieles) han perdido sus mercados tradicionales ya que se han establecido nuevas normas sanitarias para ellos (Reglamento CE Nº 1774/2002). Este Reglamento establece una nueva clasificación de estos subproductos, diferenciando entre materiales de categoría 1,2 y 3 (López Vázquez & Casp Vanaclocha 2004). En cada una de las categorías aparecen los subproductos con distinta problemática, así en la categoría 1 se encuadran los de aquellos animales que presentan riesgo de encefalopatías espongiformes transmisibles; en la categoría 2 están los subproductos de animales con otras enfermedades o con residuos de medicamentos y, finalmente, están los subproductos de animales sanos o de categoría 3 (López Vázquez & Casp Vanaclocha 2004). Los tratamientos y aprovechamientos de los residuos de cada categoría es diferente, tal y como se verá más adelante.

Industria enológica

Esta es una industria de enorme importancia en España, los datos del MAPA en 2003 indican que la cantidad total de vino elaborado fue de 42462402 Hl, lo que nos sitúa como el tercer productor mundial, tras Francia e Italia (MAPA 2004).

La industria enológica y, en general, todas las relacionadas con bebidas alcohólicas conllevan la producción de un gran número de subproductos. Por un lado, están los materiales originados en el proceso de vinificación (Figura 6) como:

Raspones (parte leñosa del racimo).

Orujos (hollejo y pepitas).

Fangos (materias sólidas en suspensión en los mostos).

Lías o heces (sustancias sólidas, sobre todo restos de levaduras, acumuladas en el fondo de los depósitos tras la fermentación del vino).

Vinazas (residuo líquido que queda después de la destilación de un vino obtenido por fermentación alcohólica).

Tártaro (residuo que deja el vino en las paredes y fondos de depósitos y barricas. Cuando es puro se llama crémor tártaro. Está formado principalmente por bitratarto potásico).

Tierra de diatomeas (material utilizado en procesos de filtración).

Además, hay otros materiales como bricks, embalajes, etiquetas, tapones, botellas, etc. necesarios para llevar a cabo la totalidad del proceso.

En la elaboración del vino se consumen cantidades muy variables de agua (entre 0,5 hasta 14 L de agua por litro de vino producido) siendo los valores más frecuentes entre 4 y 5 litros.

Durante el proceso de prensado aparecen como residuos el raspón y el orujo. En los procesos de fermentación, en la clarificación y filtrado aparecen, fundamentalmente, las heces y lías. En la fermentación se emiten compuestos orgánicos volátiles, así como CO_2 (Aleixandre & Álvarez 2003).

Los efluentes presentan una concentración de materia orgánica muy elevada con elevados valores de DBO y DQO, si bien la mayoría de sus componentes son fácilmente biodegradables, a excepción de los compuestos fenólicos cuya degradación biológica es más difícil e incluso pueden llegar a ser tóxicos para determinados organismos.

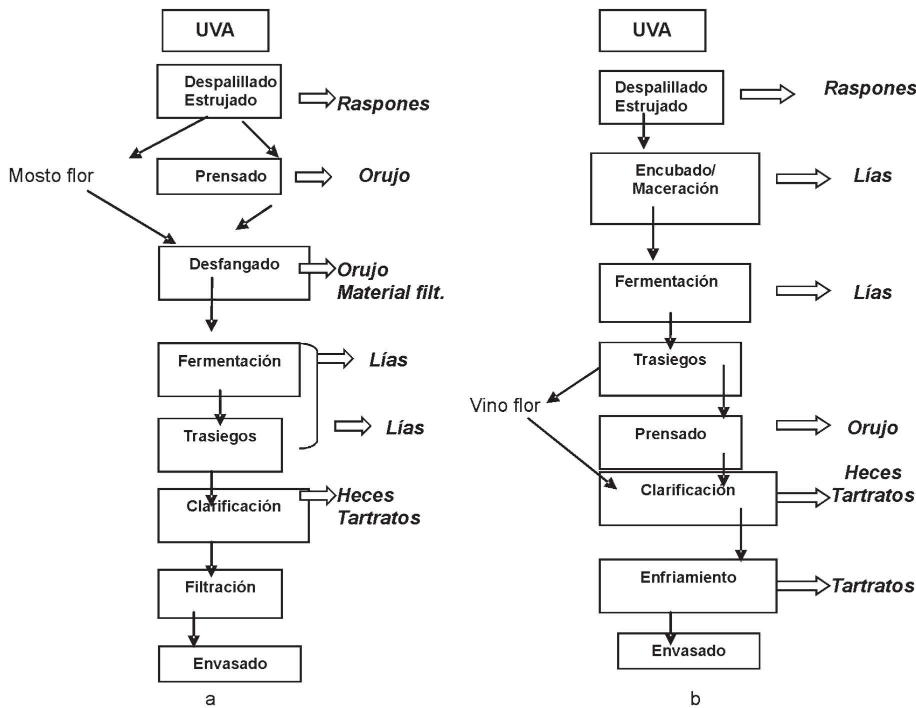


Figura 6.- Procesos de elaboración de vino blanco (a) y vino tinto por el sistema tradicional (b), (Rodrigo 2001)

Aunque estos efluentes suelen ser de naturaleza ácida, puntualmente pueden tener valores de pH básico debido a los productos de limpieza utilizados. En general, son pobres en nitrógeno y fósforo, salvo los efluentes de la zona de lavado que tienen elevados contenidos de fósforo (Torrijos & Moletta 2003).

Industria láctea

Según los datos de MAPA, la leche recogida en España en 2003 fue de 7341441 miles de L de los cuales 2221551 miles de L lo fueron en Galicia, lo que la convierte en la Comunidad Autónoma con mayor producción (MAPA 2004). El procesado de la leche da lugar a una gran variedad de productos: leche de consumo, leche concentrada, en polvo, nata, mantequilla, quesos, leche acidificada, yogur, postres lácteos, y helados. De ellos, la leche de consumo supuso, en 2001, el 65% de la leche recogida (MAPA & MMA 2005).

En la Figura 7 se puede ver un esquema simplificado de una planta envasadora de leche. En este caso los residuos más importantes son los líquidos, estos provienen de las aguas de limpieza de las instalaciones y los derrames de leche.

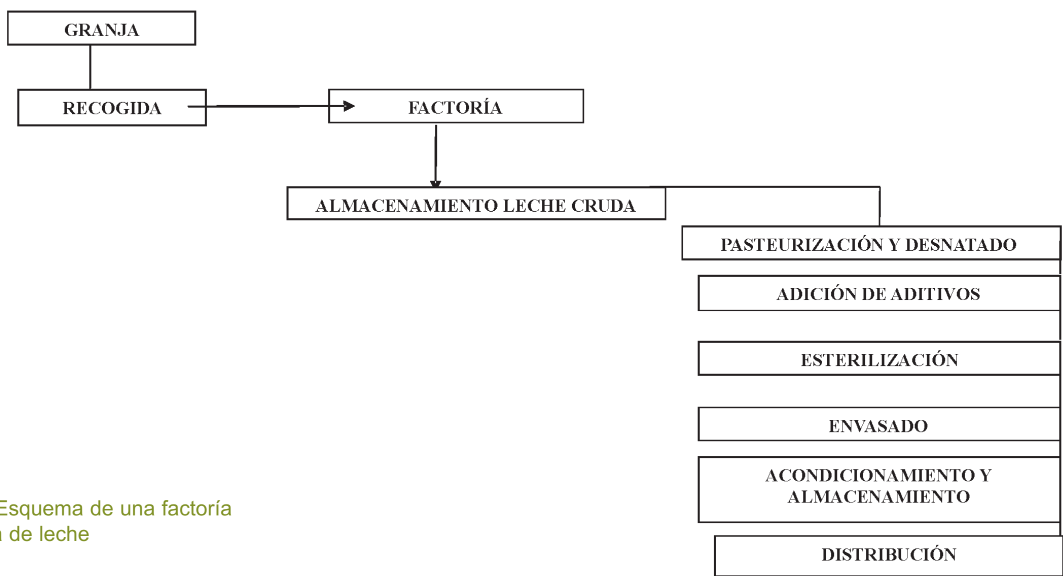


Figura 7.- Esquema de una factoría envasadora de leche

Aplicaciones de los residuos de las agroindustrias

Residuos sólidos

Conservas vegetales

Los residuos sólidos, según su calidad, tienen diversas aplicaciones. En primer lugar, se utilizan para la alimentación animal, cuando esto no es posible, se usan para la elaboración de compost, o para la obtención de metano y de alcohol. Otras aplicaciones son la obtención de colorantes y flavonoides (antioxidantes, antinflamatorios, antivíricos). Un ejemplo de esto lo constituye la obtención de licopeno que se encuentra sobre todo en la cutícula. Esta sustancia se utiliza en prevención de ciertos cánceres y afecciones coronarias.

En el caso de los residuos procedentes de las plantas de selección de productos hortofrutícolas, el destino más apropiado suele ser el compostaje.

Industria del aceite

Los subproductos sólidos de la industria oleícola tienen diversas aplicaciones.

Los huesos de la aceituna se utilizan para la fabricación de carbón activo, como sustrato para cultivo hidropónico y también como combustible. El orujo se emplea como biocombustible y sus cenizas (ricas en fósforo y potasio) pueden tener aplicaciones como producto fertilizante. La utilización de este material como biocombustible ha generado tecnología y ha dado lugar a la fabricación de calderas de calefacción que utilizan como fuente de alimentación huesos de aceituna, cáscara de almendra y productos similares.

Actualmente, se investiga sobre productos de utilidad farmacéutica que pueden ser extraídos de estos residuos. A partir del alpechín y del orujo se obtienen polifenoles que tienen poder antioxidante y antimicrobiano, así como biopolímeros (Ramos-Comerzana & Moteoliva-Sánchez 2000). También se extraen diversos alcoholes, monosacáridos, oligosacáridos y furfural, todos ellos productos con un alto valor añadido.

Existen otras vías de aprovechamiento del alpechín. En algunos casos se vierte directamente sobre el terreno ya que aporta K y en menor medida P, Mg y N, aunque tiene el inconveniente de su fuerte acidez y salinidad. También se elimina mediante lagunaje, consiguiendo la evaporación de una buena parte del agua y usando, posteriormente, el residuo de la balsa como fertilizante. Esta vía resulta poco efectiva, ya que el mantenimiento de las balsas no suele ser el adecuado. Otra alternativa es el compostaje junto con otros residuos agrícolas con el fin de mejorar la composición de los materiales a tratar. Igualmente, se someten a compostaje los lodos de las balsas con restos vegetales y, finalmente, se fabrican briquetas que se utilizan como combustible.

Existen otras propuestas que pretenden reducir la carga contaminante mediante tratamientos físico-químicos tales como procesos de filtración, redox, así como diversos tratamientos térmicos y con microorganismos específicos (García Rodríguez 1990; Cabrera 1995). Se trata de diferentes vías, unas más viables que otras, sobre las que se está trabajando para dar salida a unos residuos problemáticos y que se generan en gran cantidad.

Industrias cárnicas

En este caso, además del tipo de residuo (huesos, pieles, pelos, plumas, grasa) es importante conocer el estado sanitario del animal del que proceden, ya que, la catalogación de un material en uno u otro apartado, condiciona sus aplicaciones. Los subproductos de la categoría 1 tienen que ser incinerados y, finalmente, llevados a vertederos (Figura 8). En las instalaciones de coincineración utilizan los gases de combustión para producir energía.

Los materiales de categoría 2, las posibilidades son más amplias, ya que además de la incineración existen otras alternativas de uso para las distintas fracciones. Se pueden aprovechar como abonos, como material para producir biogas, otras fracciones pueden ser sometidas a compostaje con otros materiales y ser utilizados como fertilizantes y, las grasas pueden ser utilizadas para fabricar jabón (Figura 9). Las aplicaciones más amplias las representan los materiales de categoría 3 que, además de la incineración en condiciones apropiadas, se pueden utilizar para la fabricación de alimentos para animales de compañía, utilizarse en una planta técnica (Figura 10) o para biogas o compost.

En la planta técnica (Figura 11) se utilizan los subproductos para producir nuevos productos: pieles curtidas, productos famacéuticos (insulina, pancreatina), sangre (utilizada en embutidos), cerdas, plumas, etc.

Industria enológica

La industria enológica proporciona una gran variedad de subproductos que tienen muy diferentes aplicaciones. Así, a partir del orujo se obtiene el alcohol vínico utilizado para elaborar bebidas alcohólicas. También se extrae furfural que es empleado, sobre todo, como disolvente.

La recuperación de tartratos es una operación importante, ya que se utilizan para llevar a cabo el ajuste de pH en los procesos de la propia industria enológica y en otros procesos agroindustriales.

A partir de las pepitas se extrae el aceite de uva, utilizado en cosmética y dietética. Se obtienen proteínas y fibra alimentaria a partir del hollejo y pepitas. También se extraen numerosas sustancias con propiedades colorantes y antioxidantes.

En algunos casos, estos residuos tienen un aprovechamiento como material enmendante del suelo (recuperación de la materia orgánica) aunque la elevada acidez y la presencia de fenoles ralentiza su descomposición por lo que se suele compostar con otros residuos.

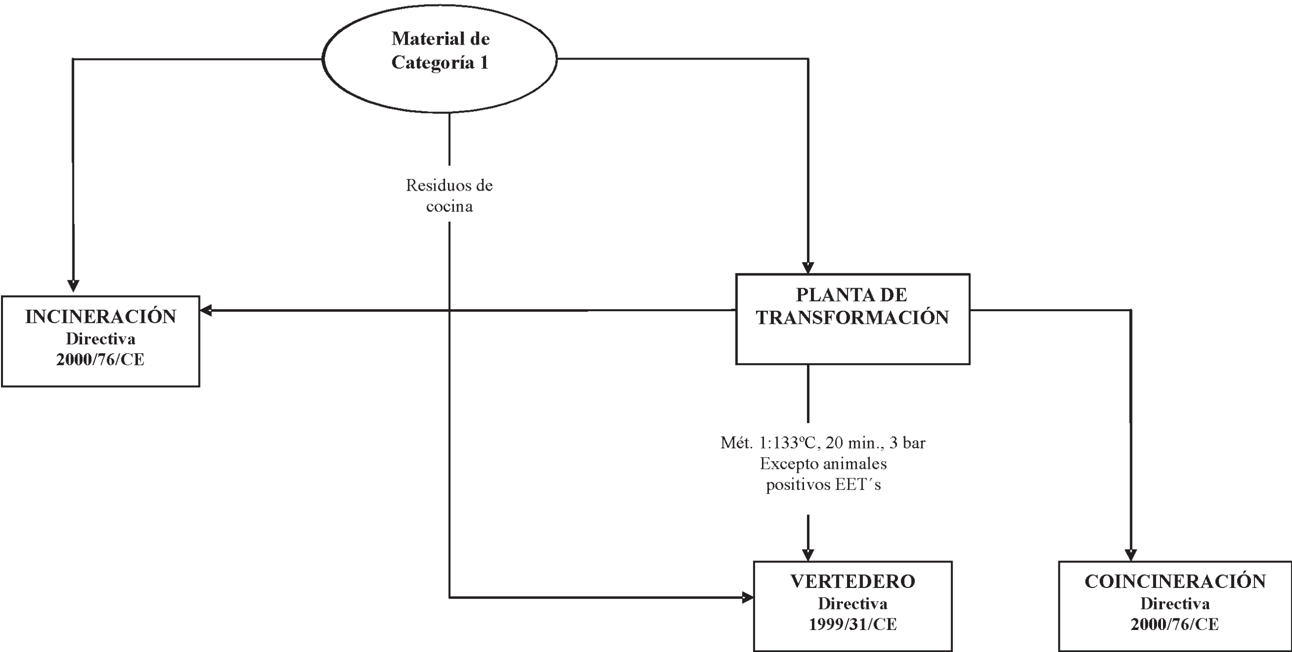


Figura 8.- Alternativas para la eliminación de materiales de categoría 1 (López Vázquez & Casp Vanaclocha 2004)

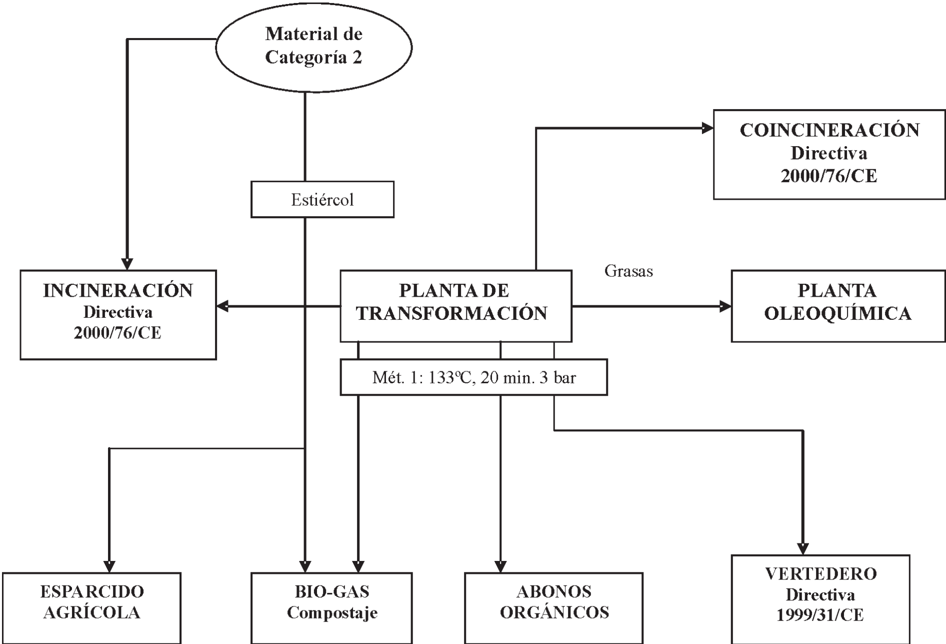


Figura 9.- Alternativas para la eliminación y/o aprovechamiento de materiales de categoría 2 (López Vázquez & Casp Vanaclocha 2004)

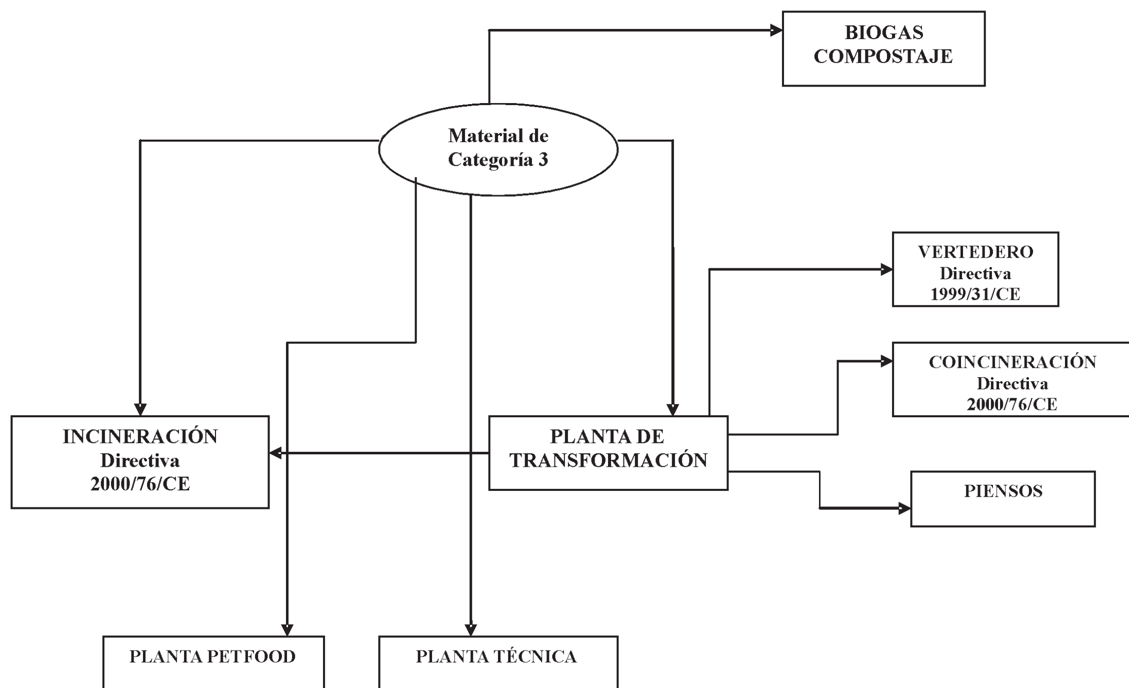


Figura 10.- Alternativas para la eliminación y/o aprovechamiento de materiales de categoría 3 (López Vázquez & Casp Vanaclocha 2004)

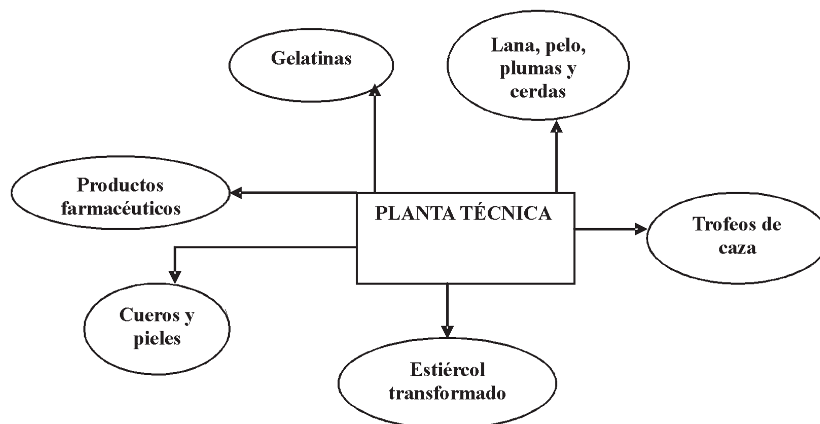


Figura 11.- Productos obtenidos a partir de los subproductos de categoría 3 (López Vázquez & Casp Vanaclocha 2004).

Residuos líquidos

El otro gran problema son las aguas residuales. Como ya se ha mencionado, todas las agroindustrias presentan un elevado consumo de agua ya que está presente en casi todas las fases del proceso industrial, pero sobre todo el agua actúa como el vehículo que conduce los materiales de deshecho (Panalés 1994), en consecuencia, se hace necesaria su depuración a través de diferentes tratamientos con características particulares según cada agroindustria. Deben llevarse a cabo uno o varios de los siguientes tratamientos:

Tratamiento Previo en el se efectúan, según el caso, procesos de: tamizado, dilaceración, desarenado.

Tratamiento Primario en el que se realizan operaciones como: sedimentación, floculación, separación de grasas y aceites, neutralización.

Tratamiento Secundario, las aguas pasan por lagunas de estabilización, por filtros o lechos bacterianos y por lodos activos y biodiscos.

En algunos casos, es necesario aplicar Tratamientos Terciarios aplicando técnicas de ósmosis inversa, cloración, ozonación, luz ultravioleta etc. (Seoánez Calvo 2003), con el fin de obtener un agua de gran calidad.

El objetivo de estos tratamientos es disminuir la carga contaminante presente en el agua. El resultado final es, por un lado, una fase líquida, un agua depurada, que puede ser vertida a los cauces, una vez se ha comprobado que cumple las exigencias legales para ello y, por otro, se genera un lodo cuya naturaleza depende de:

- la naturaleza del efluente u origen de las aguas residuales que llegan a la estación de depuración.

- los procedimientos utilizados para la depuración de tales aguas ya que, los tratamientos a los que se someten los lodos modifican considerablemente sus propiedades.

A pesar de la gran heterogeneidad de sus características, los lodos procedentes de las agroindustrias, en general, tienen elevado contenido en materia orgánica, en algunos, fácilmente biodegradable, suelen ser ricos en nitrógeno y fósforo y pueden estar acompañados de elevados contenidos en calcio, magnesio, sodio y sales. En general, poseen contenidos bajos de metales pesados y pueden estar acompañados de patógenos. En determinados casos pueden existir restos de pesticidas, detergentes, P.C.Bs, desinfectantes, etc. (Metcalf- Eddy 1998; Seoánez Calvo 2003).

Además de la caracterización fisicoquímica, es frecuente que la carga contaminante se exprese en términos de equivalente habitante (carga orgánica biodegradable con una DBO 5 de 60 g de oxígeno por día).

Un ejemplo de este tipo de lodos es el que proviene de una industria envasadora de leche (Tabla 6). Se trata un efluente rico en nitrógeno y fósforo, además de sodio y con un bajo contenido en metales pesados, muy por debajo de lo permitido por la legislación europea para los lodos de depuradora urbana. De hecho, en países como Francia, las aguas procedentes de la factoría no sufren ningún proceso de depuración y se aplican directamente sobre el suelo. Las características de este subproducto lo hacen muy adecuado para su reciclaje en el suelo.

	Lodo l. láctea
Materia seca (g L^{-1})	20
pH	7,1
CE (dS m^{-1})	3,4
(%)	
C	35,6
N	6,2
P	2,1
K	1,1
Ca	2,2
Mg	0,4
Na	3,2

	Lodo l. láctea (mg kg^{-1})	Directiva 86/278/EEC (mg kg^{-1})
Cd	0,8	20
Cr	14,8	1000
Cu	39,1	1000
Ni	11,6	300
Pb	18,3	750
Zn	347,4	2500

Tabla 6.- Características de un lodo de industria láctea y de los límites de metales (según la legislación europea) para los lodos de depuradora urbana

Minimización de residuos

La finalidad de un plan de minimización de residuos tiene como objetivo la búsqueda de las fuentes de producción de residuos y la planificación de medidas encaminadas a disminuir, en la medida de lo posible, las cantidades generadas. Para su puesta en marcha es preciso definir los siguientes aspectos:

- Conocimiento exhaustivo de la línea de producción. Es importante definir claramente el diagrama de procesos, pues resulta básico para identificar su relación con la producción global de residuos.

- Las materias primas empleadas resultan determinantes en la generación de residuos. Es necesaria la realización de un estudio detallado de los materiales utilizados, y las posibles alternativas, de cara a la minimización de residuos.

- La puesta en marcha de equipos lleva asociada la aparición de residuos peligrosos tales como aceites usados, filtros,... su correcto funcionamiento es fundamental para conseguir la reducción de residuos.

- Los productos defectuosos incrementan notablemente la cantidad de residuos, las mejoras en la línea de producción contribuye a la disminución del montante de rechazo.

- Además de las actividades principales es necesario considerar actividades auxiliares, tales como las relacionadas con el almacenamiento, la distribución, laboratorios de control de calidad, puesta en servicio de equipos suministrados y servicio postventa, que también resultan generadoras de diferentes tipos de materiales residuales.

La puesta en marcha de un plan de minimización de residuos es un reto difícil para cualquier empresa y en el

deben implicarse todos sus departamentos. La ejecución de este tipo de planes supone llevar a cabo:

- Cambios organizativos.

- Puesta en marcha de un control interno mediante el establecimiento del correspondiente código de buenas prácticas.

- Control y gestión interno de las materias primas y de los productos elaborados.

- Cambios en la tecnología.

- Reutilización, reciclaje y valorización de residuos en planta.

- Gestión externa de residuos.

Existe bastante información sobre la planificación de este tipo de proyectos. A modo orientativo, puede consultarse un documento de este tipo en:

http://www.namainsa.es/opr/cas/guia/documents/guiaminimizacionresiduos_002.pdf.

En resumen, la tendencia actual en la gestión de residuos se basa en la reducción de su producción, la separación, el reciclaje y la reutilización; pero estos criterios deben ir acompañados de uno más, el mantenimiento de la calidad de todos los compartimentos del medio natural (aire, agua y suelo). Por tanto, las prácticas de reciclaje y reutilización deben hacerse bajo normas de seguridad. En este sentido, no existe una normativa específica para los residuos agroindustriales, sino que existe un marco legal amplio que debe ser considerado y algunas de cuyas normas aparecen en el siguiente apartado.

Legislación

- Decreto 2414/1961, de 30 de noviembre, por el que se aprueba el Reglamento de Actividades Molestas, Insalubres, Nocivas y Peligrosas (RAMINP).

- Orden del 15 de marzo de 1963 por el que se establecen las instrucciones complementarias del Regulamento regulador do RAMINP.

- Ley de Augas 29/1985 de 2 de agosto.

- Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por Real Decreto 849/1986 de 11 de abril.

- Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases.

- Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos.

- Real Decreto 833/1988, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución de la Ley de Residuos.

- Real Decreto 952/1997 por el que se modifica el Reglamento para la ejecución de la Ley de Residuos.

- Orden de 28 de mayo de 1998 sobre fertilizantes y afines.

- Real Decreto 824/2005 de 8 de julio sobre productos fertilizantes.

- Real Decreto 9/2005 de 14 de enero por el que se establece la relación de actividades contaminantes del suelo.

- Orden de 28 de febrero de 1989, por la que se regula la gestión de aceites usados.

- Real Decreto 261/96, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.

- Ley 1/1995, de 2 de enero, de protección ambiental de Galicia.

- Decreto 460/1997, de 21 de noviembre, por el que se establece la normativa para la gestión de los residuos de los establecimientos sanitarios en la Comunidad de Galicia.

- Decreto 154/1998, de 28 de mayo, por el que publica el catálogo de residuos de Galicia.

- Decreto 263/98, de 10 de septiembre, por el que se regula la Autorización y se crea el Registro de Productores y Gestores de Residuos Peligrosos.

- Decreto 260/98 de 10 de septiembre, por el que se regula la Autorización de Gestor de Residuos Sólidos Urbanos, y la Inscripción en el Registro General de Gestores de Residuos Sólidos Urbanos.

- Resolución de 12 de abril de 2000, sobre la declaración de Zonas Vulnerables en la Comunidad Autónoma de Galicia.

- Ley 16/2002 de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación.

- Orden del Ministerio de Medio Ambiente 3024/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos.

- Decreto 174/2005 de 9 de junio por el que se regula el régimen jurídico de la producción y gestión de residuos y el Registro General de Productores y gestores de Residuos de Galicia.

- Real Decreto 653/ 2003 sobre incineración de residuos.

- Orden de 15 de junio de 2006 por la que se regula el régimen jurídico de la producción y gestión de residuos y el Registro General de Productores y gestores de Residuos de Galicia.

Existe también una amplia legislación de ámbito europeo que aparece traspuesta en las normas legales antes enumeradas. Mención especial hay que hacer al Reglamento (CE) Nº 1774/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 3 de octubre de 2002, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano.

Además, se puede consultar un amplio repertorio de legislación de aguas en Seoánez Calvo (2003).

Gestión agrícola de los lodos de depuradora agroindustrial

Por lo que se refiere a los lodos, la legislación vigente actual establece que sólo podrán ser utilizados en la actividad agraria los lodos tratados y define restricciones a la aplicación basadas en la calidad de los suelos y de los lodos (Flotats et al. 2001).

La aplicación de lodos debe realizarse después de hacer tanto consideraciones legales (legislación existente), como consideraciones de tipo técnico (Cuadros García 1998). Ambos aspectos definen el tipo de terreno que puede absorber el vertido y la dosis en que se puede aplicar. La zona seleccionada debe cumplir las siguientes condiciones (Cuadros García 1998):

1. Las áreas seleccionadas para la aplicación del vertido deberán estar incluidas en un radio de acción de 20-25 km a partir de la planta de generación del vertido.

2. El lugar de aplicación deberá tener facilidad de acceso o sistemas de descarga y transporte de los vertidos en las parcelas.

3. No interferirá con zonas comerciales o espacios residenciales.

4. El clima será favorable.

5. No poseerá limitante de tipo geológico eliminando, de entrada, las zonas rocosas o con suelos escasamente desarrollados.

6. Los suelos deberán poseer propiedades físicas favorables que conduzcan a una buena retención y utilización del lodo. Se evitará la contaminación de las aguas subterráneas y de las superficiales, desechando zonas de alta permeabilidad (superiores a 50 mm h^{-1}) y las de excesiva pendiente (se eliminarán zonas de pendiente superior al 12%).

7. Se estudiará el uso del suelo agrícola, excluyendo las zonas de suelo improductivo. No se aplicará en zonas con cultivos de consumo directo para evitar posibles riesgos de organismos patógenos.

8. La aplicación de lodos en el área elegida no deberá constituir una amenaza al medio ambiente, se descartarán las zonas vulnerables o de alto valor ecológico, como posible zona de vertido.

Por otra parte, también es necesario hacer consideraciones sobre el material a verter (Cuadros García 1998):

Las cantidades generadas, tanto actuales como futuras, los costos estimados y la superficie necesaria para el vertido.

El contenido en sólidos volátiles influirá en la elección del transporte y el método de aplicación.

La riqueza en N, P, K es importante para evaluar su poder fertilizante y para realizar el correspondiente cálculo de dosis.

El contenido en metales pesados (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg y Cr), salinidad y compuestos orgánicos específicos también resultan limitantes.

La presencia de patógenos, parásitos, virus… impone la necesidad de aplicar medidas para neutralizar su actividad.

Cuando se diseña un plan de gestión de un residuo es importante hacer un estudio minucioso del medio físico (Cuadros García 1998; Danés Ribalta & Boixadera Llovet 2001). Es necesario conocer aspectos relativos al material geológico, la hidrología, los usos del suelo, la topografía, así como una exhaustiva caracterización del suelo que aporte información sobre su profundidad, su capacidad de retención de agua, permeabilidad y drenaje interno, susceptibilidad a la erosión, escorrentía y encharcamiento, capacidad de infiltración, pH, textura, óxidos de hierro y aluminio, caliza total, capacidad de intercambio catiónico, materia orgánica, como parámetros más importantes. En función de ellos, se delimitarán las zonas que pueden actuar como receptoras de residuos.

Las dosis se establecen a partir de las condiciones del medio y del lodo (contenido en metales pesados, siendo importante también tener en cuenta la extracción de nitrógeno y fósforo por parte de los cultivos), de esta forma se evitará la transferencia de determinados elementos a la cadena trófica y también la eutrofización.

En el marco de la UE, para la aplicación de lodos tan sólo se tiene en cuenta su contenido total en algunos elementos y también en los suelos receptores. Se diferencian dos grupos en función de su pH (Tabla 7), siendo el más restrictivo el de suelos con pH<7. La utilización del pH como único criterio discriminante para la incorporación de un determinado material al suelo es, en muchos casos, escaso ya que su disponibilidad está afectada no sólo por el pH, sino que intervienen además las condiciones redox, la capacidad de intercambio catiónico, el contenido en materia orgánica, la mineralogía del suelo y las condiciones biológicas del suelo. Existen estudios que muestran que el contenido de un determinado elemento, por si sólo, no es un buen parámetro para determinar su potencial contaminante (López-Mosquera et al. 2005). En USA, la EPA tiene un amplio documento sobre la aplicación de estos materiales (EPA 503 rule) en el que se detallan cada una de las vías de eliminación de los biosólidos, así como los requerimientos y precauciones ambientales en cada caso.

Efectos de la adición de lodos sobre las propiedades del suelo

Cuando la aplicación de lodos se hace de forma adecuada, se producen modificaciones sobre todas sus propiedades. Por lo que se refiere a las propiedades físicas, la incorporación de materia orgánica supone una contribución importante a la formación de la estructura y estabilidad de los agregados, así como de las propiedades que de ellas se derivan (almacenamiento y movilidad de las fases fluidas). Se producen, también, cambios a nivel químico ya que la adición de lodo conlleva la modificación del pH y de la

Metal	Concentraciones máximas de metales en lodo (Directiva *CEE* 86/278)		Concentraciones límite de metales en suelo (Directiva *CEE* 86/278)	
mg kg^{-1}	*Suelos con pH<7*	*Suelos con pH>7*	*Suelos con pH<7*	*Suelos con pH>7*
Cd	20	40	1	3
Cu	1000	1750	50	210
Ni	300	400	30	112
Pb	750	1200	50	300
Zn	2500	4000	150	450
Hg	16	25	1	1,5
Cr	1000	1500	100	150

Tabla 7.- Exigencias legales en la UE para la aplicación de lodos de depuradora al suelo

capacidad de intercambio catiónico, la incorporación de nutrientes al suelo y el incremento de la actividad biológica y bioquímica.

Por tanto, siempre y cuando el vertido de lodo se hace en condiciones adecuadas, constituye una vía muy interesante para mejorar las condiciones de fertilidad de algunos suelos y de espacios degradados.

Bibliografía

Aleixandre, J.L. & Álvarez, I. (2003). Tecnología enológica. Ed. Síntesis. Madrid.

Cabrera, F. (1995). El alpechín: un problema mediterráneo. En “La calidad de las aguas continentales españolas. Estado actual e investigación”. Eds. Álvarez Cobelas y Cabrera Capitán. 141-154. CSIC-Geoforma Ediciones, ISBN: 84-67779-23-9.

Cabrera, F., López, R., Martínez-Bordiú, A., Dupuy De Lome, E. & Murillo, J.M. (1996). Land Treatment of Olive Oil Mill Wastewater. Internacional Biodeterioration & Biodegradation. 38: 215-225.

Cuadros García, S. (1998). Aprovechamiento agrario de residuos. Master en Gestión medioambiental. Escuela de Organización Industrial. Madrid.

Danés Ribalta, R. & Boixadera Llobet, J. (2001). Aspectos generales a considerar en la planificación y gestión de residuos orgánicos al suelo. En: Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Ed.: J. Boixadera y R. Teira. Lleida.

Díaz-Fierros Viqueira, F. (2006). A cuestión ambiental en Galicia. Ed. Galaxia. Vigo.

E.P.A. (1994). A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule. Washington: EPA Office of Wastewater Management.

Flancy, C. (2003). Enología: Fundamentos científicos y Tecnológicos. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

Flotats, X., Campos, E., Palatsil, J.Y. & Bonmatí, A. (2001). Tratamiento de residuos orgánicos. En: Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Ed.: J. Boixadera y R. Teira. Lleida.

García Rodríguez, A. (1990). Eliminación y aprovechamiento agrícola del alpechín. Reunión Internacional sobre Tratamiento de Alpechines. Córdoba.

López López, M.J. (1995). Producción de biopolímeros a partir del alpechín: Obtención de xantano. Tesis Doctoral. Facultad de Farmacia. Universidad de Granada.

López-Mosquera, M.E., Barros, R., Sáinz, M.J., Carral, E. & Seoane, S. (2005). Metal concentrations in agricultural and forestry soils in NW Spain: implications for disposal of organic wastes on acid soils. Soil Use and Management. 21, 3: 298-305.

López Vázquez, R. & Casp Vanaclocha, A. (2004). Tecnología de mataderos. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.

Maestre Albert J. & Bernal Fontes J.A. (1994). La carga contaminante en las aguas residuales de las industrias de conservas vegetales y zumos. En: Curso sobre tratamiento de aguas residuales en la industria alimentaria. pp: 31-42. Ed.: Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Murcia. D.L.: MU-1760-1994, I.S.B.N.: 84-600-9079-5.

MAPA (2004). Anuario de estadística agraria. Servicio de Publicaciones de MAYPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), Madrid, España.

MAPA & MMA. (2005). Guía de las Mejores Técnicas Disponibles en España del Sector Lácteo (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y Ministerio de Medio Ambiente), Madrid, España. I.S.B.N.MMA: 84-8320-321-9.

Metcalf-Eddy, (1998). Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, evacuación y reutilización. Ed. Mc Graw-Hill. Madrid.

Panalés, E.N. (1994). El agua residual industrial tipificación de vertidos. En: Curso sobre tratamiento de aguas residuales en la industria alimentaria. pp:111-120. Ed.: Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Murcia. D.L.: MU-1760-1994, I.S.B.N.: 84-600-9079-5.

Peña, M. & Vidal, G. (1994). Séctor Cárnico. En: Curso sobre tratamiento de aguas residuales en la industria alimentaria. pp:73-88. Ed.: Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Murcia. D.L.: MU-1760-1994, I.S.B.N.: 84-600-9079-5.

Protocolo de Montreal (1987). http://sedac.ciesin.org/pidb/texts/montreal.protocol.ozone.1987.html

Ramos-Comerzana, A. & Moteoliva-Sánchez, M. (2000). Potencial biofarmacéutico de los residuos de la industria oleícola. Ars Pharmaceutica, 41,1: 129-136.

Riquelme, F. (1994). Aguas efluentes en el proceso de manipulación de productos hortofrutícolas. En: Curso sobre tratamiento de aguas residuales en la industria alimentaria. pp: 47-52. Ed.: Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Murcia. D.L.: MU-1760-1994, I.S.B.N.: 84-600-9079-5.

Rodrigo, A. (2001). Oportunidades de valorización de los residuos de industria vinícola. La gestión de los residuos orgánicos. I Encuentro Internacional Gestión de residuos orgánicos en el ámbito rural mediterráneo. Cátedra Zurich Medio Ambiente de la Universidad de Navarra.

Rodríguez, A. (2001). La gestión de los residuos orgánicos. I Encuentro Internacional Gestión de residuos orgánicos en el ámbito rural mediterráneo. Cátedra Zurich Medio Ambiente de la Universidad de Navarra.

Seoánez Calvo, M. (2003). Manual de tratamiento, reciclado, aprovechamiento y gestión de las aguas residuales de las industrias agroalimentarias. Ed. Mundi-Prensa. Madrid, 465 pp.

Torrijos, M. & Moletta, R. (2003). Efluentes vitivinícolas y procedimientos de tratamiento. En: Enología: Fundamentos científicos y tecnológicos. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

Viniegra, V., Sierra, O. & Jauregui, J.I. (2001). Gestión y tratamiento de residuos. Sólidos orgánicos de la industria de transformados vegetales. I Encuentro Internacional Gestión de residuos orgánicos en el ámbito rural mediterráneo. Cátedra Zurich Medio Ambiente de la Universidad de Navarra.

17 Aprovechamiento de residuos de la industria vitivinícola

A. Moldes · A. Torrado· G. Bustos · M.T. Barral · J.M. Dominguez

Introducción

La industria vitivinícola constituye una de las principales actividades agroindustriales de la Comunidad Autónoma Gallega, con varias denominaciones de origen cultivadas en aproximadamente 9135 ha de terreno. En la Tabla 1 se recoge la superficie de viñedo y volumen de vino comercializado en Galicia bajo Denominaciones de Origen (DO) entre los años 2004-2005 (MAPA 2005). Esta actividad vitivinícola no sólo aporta importantes beneficios económicos a la Comunidad gallega sino que además genera grandes cantidades de residuos que deberían ser tratados. En la Figura 1 se muestran las etapas implicadas en el proceso de elaboración del vino así como los principales residuos obtenidos (bagazo y lías de vinificación). Se puede observar que durante la elaboración del vino tinto, el bagazo se obtiene como residuo tras la etapa fermentativa mientras que en la elaboración del vino blanco el bagazo se obtiene como residuo antes de que tenga lugar la transformación del mosto en vino. Pero hay que tener en cuenta que el primer residuo generado durante la actividad vitivinícola no es el bagazo ni las lías sino el sarmiento, que es obtenido tras la etapa de poda del viñedo y tradicionalmente es quemado en el campo.

El sarmiento es un material lignocelulósico de naturaleza polimérica y como tal está constituido principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosas. Cuando un material lignocelulósico es quemado en el campo, se generan ciertos gases como CO_2, CH_4 y N_2O que favorecen el efecto invernadero debido a la absorción de radiación infrarroja (Wen-Tien & Jih-Ming 2006). Una de las emisiones gaseosas más preocupantes es la de N_2O, que aunque no es el principal gas emitido a la atmósfera durante la quema de materiales lignocelulósicos, este es más nocivo que el CO_2 o el CH_4 además de presentar una mayor vida media (Houghton et al. 2001). Por ello el N_2O ha sido incluido en el Protocolo de Tokio de 1997 como uno de los seis gases más peligrosos que se emiten a la atmósfera. Además los materiales lignocelulósicos, y en este caso el sarmiento, está formado por lignina que cuando se quema da lugar a ciertos compuestos aromáticos de naturaleza policíclica tales como el benzopireno, la hidroquinona o naftaleno (Kjallstrand et al. 1998) los cuales pueden inhibir la síntesis de ADN e inducir la formación de tumores en la especie animal (Tsutsui et al. 1997). Por ello sería interesante mejorar la gestión medio ambiental de los residuos

DO	Superficie inscripta a 31-8-99 (hectáreas)	Producción comercializada (hectolitros)	Provincia de la DO
Monterrei	647	2.189	Ourense
Rías Baixas	3.022	105.913	Pontevedra
Ribeira Sacra	1.220	14.583	Lugo y Ourense
Ribeiro	2.667	60.357	Ourense
Valdeorras	1.359	32.569	Ourense

Tabla 1.- Superficie de viñedo y volumen de vino comercializado en Galicia bajo las principales Denominaciones de Origen correspondiente a la campaña 2004-2005

Departamento de Enxeñería Química. Facultade de Ciencias de Ourense. Campus universitario As Lagoas, 32004 Ourense. Universidade de Vigo. E-mail: amoldes@uvigo.es, Tfno: 988 387047, Fax: 988 387001

lignocelulósicos, evitando la quema indiscriminada de sarmiento o de otros residuos lignocelulósicos como el escobajo, obtenido tras la etapa de despalillado de los racimos de uva (Figura 1).

En cuanto a los demás residuos, generados durante la etapa de vinificación (bagazo, vinazas y lías), el bagazo al igual que el sarmiento presenta una naturaleza lignocelulósica y por tanto su gestión medioambiental podría ser muy similar a la utilizada para el sarmiento mientras que las vinazas están constituidas por una fracción líquida y una fracción sólida denominada lías (Vlyssides et al. 2005; Navarro et al. 2005). Las lías o heces generalmente constituyen el 5 % (v/v) de las vinazas y están formadas por restos de tierra, restos de uva y por los microorganismos encargados de llevar a cabo la transformación del mosto en vino, que a medida que se van muriendo se van depositando en el fondo de las cubas de fermentación. La liberación indiscriminada de vinazas al medio ambiente en España se encuentra en torno a $18 \cdot 10^6$ m^3 $año^{-1}$, seis veces más que la producida en otros países como Francia o Italia. Algunos autores (Bustamante et al. 2005) apuntan que esto es debido al bajo coste de las multas impuestas por la legislación española a las empresas tras este tipo de prácticas. Con el fin de buscar alternativas para la gestión medioambiental de los residuos procedentes de la industria vitivinícola a continuación se recogen algunos procesos propuestos por diversos autores, en los que además de gestionar un residuo se generan otros subproductos de elevado valor añadido.

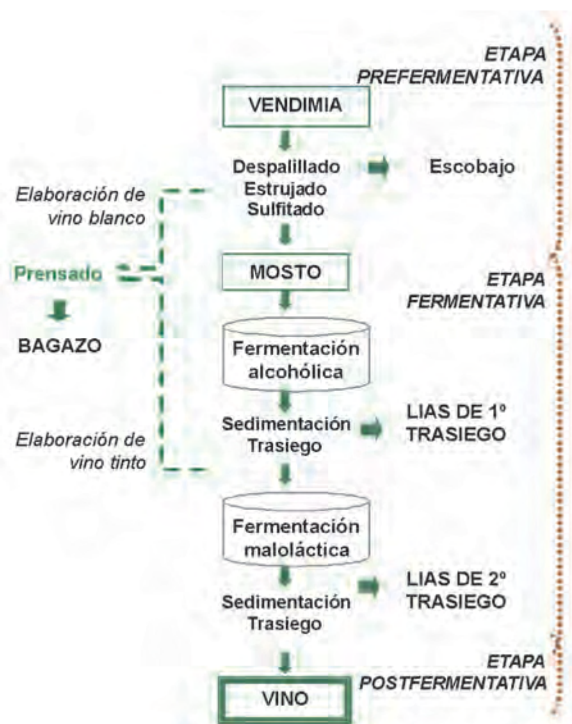


Figura 1.- Esquema seguido para la elaboración de vino tinto y vino blanco así como los residuos generados en cada etapa

Producción de ácido láctico y biosurfactantes a partir de sarmiento

Como se ha puesto de manifiesto con anterioridad durante algunos procesos agroindustriales entre los que se incluye la elaboración del vino, se generan subproductos o residuos, que cuando no son convenientemente reciclados o procesados, causan diversos problemas ambientales. Su eliminación suele suponer un problema de gestión para las empresas productoras. Sin embargo, estos materiales son fuentes especialmente atractivas por su contenido en compuestos de diferente naturaleza (como azúcares, pigmentos, fibra alimentaria, proteína, polifenoles o lignina) y pueden ser potencialmente útiles cuando se les transforma mediante las reacciones apropiadas en productos de elevado valor añadido (Sreenath et al. 2001; Moldes et al. 2002; Cruz et al. 2004; Bustos et al. 2005a). La obtención de estos compuestos, entre los que se incluye el ácido láctico y los biosurfactantes revalorizaría así una fracción de desecho y originaría compuestos útiles en el campo alimentario, médico o en el sector químico.

La producción industrial de ácido láctico tiene una larga tradición que data de 1881, (Hofvendahl & Hahn-Hägerdal 2000). Actualmente más de la mitad del ácido láctico se obtiene por vía fermentativa debido a la preferencia de los consumidores por productos de origen natural frente a los de origen químico. El ácido láctico es un compuesto importante para la industria alimentaria debido a sus propiedades. Más del 50% del ácido láctico producido en el mundo se emplea en dicho sector como acidulante y conservante de alimentos, ya que previene el crecimiento de *Salmonella* y *Staphylococcus aureus* (Salminen & Von Wright 1993). Un 20% se usa en la producción de esteaoril-2-lactilato, y el porcentaje restante se emplea en la industria farmacéutica y cosmética (Vick Roy 1985). Además cabe destacar su creciente empleo en la producción de ácido poliláctico (PLA), destinado a la fabricación de plásticos biodegradables (Chahal 1989; Ozen & Ozilgen 1992).

Por otra lado los biosurfactantes son moléculas anfipáticas, producidas de forma natural por ciertos microorganismos y que están constituidas por una parte hidrofóbica y una parte hidrofílica (Cameotra & Makkar 1998; Nitschke & Pastore 2006). La parte apolar con frecuencia es una cadena hidrocarbonada y en cuanto a la parte polar, puede presentar una naturaleza muy variada pudiendo ser una sustancia iónica, aniónica o anfótera. Debido a la presencia de estos grupos hidrofóbicos e hidrofílicos en la misma molécula, los surfactantes se suelen colocar en las interfases de fluidos con diferentes grados de polaridad (agua/aceite y aceite/agua), formando una película que reduce la tensión superficial del medio, lo que favorece la solubilización de moléculas apolares. Estas propiedades hacen a los biosurfactantes adecuados para un gran número de aplicaciones industriales, tales como elaboración de detergentes, emulgentes, espumantes y principalmente para la biocorrección de medios contaminados con hidrocarburos (Desai & Banat 1997; Banat et al. 2000). Los biosurfactantes frente a los surfactantes sintetizados químicamente presentan la ventaja de que pueden ser

obtenidos a partir de sustratos renovables (Mercade & Manresa 1994; Makkar & Cameotra 1999; Deleu & Paquot 2004). Bastaría con poner en contacto los microorganismos productores de biosurfactantes con la fuente de carbono y nutrientes adecuados (Sheppard & Mulligan 1987; Koch et al. 1988, Mercade et al. 1993; Makkar & Cameotra 1997; Daniel et al. 1998; Fox & Bala 2000; Haba et al. 2000; Abalos et al. 2001).

Así, la biotecnología permite la bioconversión de residuos agroindustriales en productos de interés comercial mediante el uso de microorganismos (Iranmhboob et al. 2002; Bustos et al. 2005a,b). Además del interés económico que ello supone para la producción de productos de mayor valor añadido (enzimas, proteína unicelular, pigmentos, biosurfactantes, bacteriocinas o ácido láctico), la utilización de subproductos agroindustriales tiene incidencias en la preservación de la calidad del medio ambiente al considerar el desarrollo de tecnologías orientadas hacia una transformación sostenible de los recursos naturales. La búsqueda de materias primas de bajo coste y fácil adquisición que puedan ser utilizadas como sustratos fermentables (fuentes de C o N) constituye uno de los retos más interesantes de la biotecnología actual (Rivas et al. 2004).

Naturaleza lignocelulósica del sarmiento: fraccionamiento

Antes de abordar la producción de ácido láctico y biosurfactantes a partir de sarmiento es necesario estudiar la composición del mismo. El sarmiento presenta una naturaleza lignocelulósica y por tanto está constituido por celulosa (34,1%), hemicelulosas (19,0%) y lignina (27,1%) (Bustos et al. 2004a). Para la producción biotecnológica de aditivos alimentarios como ácido láctico o biosurfactantes a partir de este tipo de residuo es necesario el aislamiento de estas tres fracciones con la consiguiente eliminación de la lignina.

Mediante el fraccionamiento de los MLC como el sarmiento se logra la separación polimérica de las fracciones que lo componen para un posterior aprovechamiento de las mismas. La principal dificultad a la hora de desarrollar esta idea radica en que los procedimientos clásicos de separación (cristalización y precipitación) no son satisfactorios para el aislamiento simultáneo e individual de los diferentes polímeros. Por ello es necesaria la degradación de alguna o algunas fracciones químicas para obtener otra en estado puro. El fraccionamiento de los MLC puede ser llevado a cabo siguiendo distintas filosofías y utilizando diferentes disolventes entre los que se incluyen el ácido sulfúrico, el ácido fórmico el ácido acético o el hidróxido sódico entre otros (Parajó et al. 1996; Garrote et al. 2001, Rivas et al. 2002; Moldes et al. 2002; Téllez-Luis et al. 2002). Por una parte, y atendiendo a la fracción que se degrada, podemos considerar los métodos que solubilizan la lignina (métodos de deslignificación) y los que solubilizan polisacáridos (métodos de hidrólisis). Los procesos de deslignificación consisten en solubilizar la lignina para separar la celulosa como residuo sólido. Durante los tratamientos de deslignificación las hemicelulosas pueden ser parcial o totalmente degradadas. Dentro de este grupo de procedimientos se incluyen los métodos tradicionales utilizados en la obtención de pasta química de celulosa (método “Kraft”) y los procedimientos con organosolventes los cuales utilizan disolventes orgánicos que solubilizan la lignina dejando la celulosa como residuo insoluble (Parajó et al. 1996). Por otra parte, si se pretende aprovechar las fracciones celulósicas y hemicelulósicas de los MLC en procesos de bioconversión, es preciso tras el fraccionamiento romper las cadenas poliméricas aisladas de celulosa y hemicelulosas en monómeros mediante procesos de hidrólisis. Se trata con ello de obtener disoluciones de sus azúcares constituyentes dejando la lignina como residuo insoluble.

Para la degradación de las cadenas de celulosa es necesario catálisis con ácidos o enzimas (Parajó et al. 1996; Moldes et al. 2001). En los procesos de hidrólisis ácida de los polisacáridos suelen distinguirse entre los que utilizan ácidos concentrados o ácidos diluidos. En comparación con la hidrólisis ácida de la celulosa, los procesos enzimáticos presentan la ventaja de utilizar condiciones de temperatura y presión moderadas en medios no corrosivos, lo que supone importantes ahorros en energía y equipamiento. Además la hidrólisis enzimática es selectiva, afectando sólo a los polisacáridos sin atacar la fracción fenólica, lo que origina disoluciones más puras y fácilmente fermentables (Moldes et al. 2001; Sreenath et al. 2001). De todas formas, al optar por la vía biotecnológica (hidrólisis enzimática), ha de tenerse en cuenta que en un material lignocelulósico nativo, la lignina y la celulosa forman un sistema de polímeros interpenetrados, unidos física y químicamente, de modo que la accesibilidad de los enzimas a la celulosa está limitada. Por tanto, en el desarrollo de procesos de bioconversión de materiales lignocelulósicos por hidrólisis enzimática resulta imprescindible alterar la estructura y composición de la celulosa por medio de un pretratamiento de tipo físico, químico o biológico (Vázquez et al. 1991; Parajó et al. 1997; Moldes et al. 2001). Tras las etapas de pretratamiento y acondicionamiento de la fracción celulósica, existen muchas especies de bacterias, hongos y actinomicetos que producen un complejo enzimático llamado “celulasas” (Szakacs- Dobozy et al. 1985; Phillips & Humprey 1982), muy específico y capaz de hidrolizar los enlaces b-1,4-glucosídicos de las cadenas de celulosa para dar lugar a disoluciones de glucosa.

Por otra parte para el aprovechamiento de la fracción hemicelulósica del sarmiento en procesos de bioconversión se pueden utilizar enzimas (xilanasas), las cuales son frecuentemente utilizadas en la industria de obtención de pasta de papel, aunque previamente es necesario someter al residuo lignocelulósico a un pretratamiento de autohidrólisis o hidrólisis química que nos permita solubilizar la fracción hemicelulósica y que ésta esté disponible para el ataque enzimático. La prehidrólisis ácida presenta la ventaja de que en una sola etapa se pueden obtener directamente medios ricos en xilosa potencialmente valiosos para ser empleados en procesos de bioconversión (Moldes et al. 2002; Téllez-Luis et al. 2002; Bustos et al. 2003). Por el contrario, en la autohidrólisis, dado que los oligómeros

producidos durante el tratamiento no pueden ser asimilados por los microorganismos, se necesita una etapa posterior (catalizada por ácidos o enzimas) para obtener sus azúcares monoméricos correspondientes (Garrote et al. 2001; Rivas et al. 2002).

Obtención de ácido láctico y biosurfactantes

Uno de los procedimientos más estudiados para obtener ácido láctico a partir de un MLC es la prehidrólisis con ácido sulfúrico, seguida de una etapa de neutralización de los licores hemicelulósicos y posterior fermentación de los mismos en presencia del microorganismo adecuado. Así Bustos et al. (2004a) sometieron a las podas de sarmiento a un proceso de prehidrólisis con ácido sulfúrico a partir del cual obtuvieron unos licores hemicelulósicos formados por un 17,5 g/L de xilosa y 10,3 g/L de glucosa los cuales fueron neutralizados con $CaCO_3$ y fermentados posteriormente a ácido láctico utilizando la bacteria láctica *Lactobacillus pentosus*. Con este esquema de proceso se obtuvieron 21,8 g/L de ácido láctico. Posteriormente Bustos et al. (2005a) concentraron los licores hemicelulósicos anteriores aumentando la concentración de ácido láctico a 41,7 g/L sin ninguna etapa de detoxificación. Además cabe destacar, que a la vez que se produce ácido láctico *Lactobacillus pentosus* produce biosurfactantes intracelulares.

Para la obtención de biosurfactantes a partir de sarmiento es necesario, tras la etapa de fermentación láctica, aislar la biomasa microbiana y someterla a un proceso de extracción con PBS (tampón fosfato y ClNa) (Rodrigues et al. 2006). El proceso de extracción con PBS permitirá obtener los biosurfactantes adheridos a la membrana plasmática de las bacterias lácticas. Así Bustos et al. (2007) lograron obtener simultáneamente ácido láctico y biosurfactantes a partir de licores hemicelulósicos de sarmiento en un proceso llevado a cabo en continuo. En la Tabla 2 se muestran los parámetros fermentativos obtenidos por Bustos et al. (2007) durante la producción en continuo de ácido láctico para distintas velocidades de dilución y caudales volumétricos.

Tras la prehidrólisis del sarmiento con ácido sulfúrico se logra la solubilización de las hemicelulosas quedando una fracción sólida constituida por celulosa y lignina como residuo insoluble. En una etapa posterior esta fracción sólida puede someterse a un proceso de deslignificación con el fin de eliminar la lignina y aislar la fracción celulósica. Bustos et al. (2005b) proponen la deslignificación de esta fracción sólida con NaOH, para posteriormente, someter a la fracción celulósica aislada a un proceso de sacarificación y fermentación simultáneos (SFS), que permita obtener ácido láctico. Para llevar a cabo el proceso de SFS es necesario poner en contacto la fracción celulósica con enzimas celulásicas, que hidrolizen la celulosa a moléculas de glucosa y celobiosa, y con un microorganismo que sea capaz simultáneamente de metabolizar la glucosa y la celobiosa a ácido láctico. En la Figura 2 se muestran las cinéticas de producción de ácido láctico así como de consumo de glucosa y celobiosa obtenidas por Bustos et al. (2005b) a partir de la fracción celulósica de sarmiento en presencia de celulasas y *Lactobacillus rhamnosus*.

Caudal (mL/min.)	V_D (h^{-1})	Xilosa (g/L)	LA (g/L)	Q_P (g/L h)	$Y_{P/S}$ (g/g)
0.20	0.021	0.5	24.5	0.514	0.74
0.40	0.040	2.3	22.8	0.904	0.73
0.50	0.054	3.2	22.3	1.212	0.74
0.58	0.058	3.1	22.1	1.276	0.73
0.70	0.075	3.3	21.4	1.604	0.71
1.00	0.108	4.9	20.4	2.209	0.72
1.12	0.112	5.0	20.2	2.261	0.71
1.75	0.175	9.2	17.2	3.010	0.71
2.00	0.200	11.1	15.5	3.100	0.70
2.25	0.225	14.9	12.2	2.745	0.66

Tabla 2.- Datos de la producción en continuo de ácido láctico a partir de los licores hemicelulósicos de las podas de sarmiento. Donde, VD = Factor de dilución; LA = Concentración de ácido láctico; QP = Productividad de ácido láctico; YP/S= Rendimiento (g de ácido láctico por g de azúcar consumido) (Bustos et al. 2007)

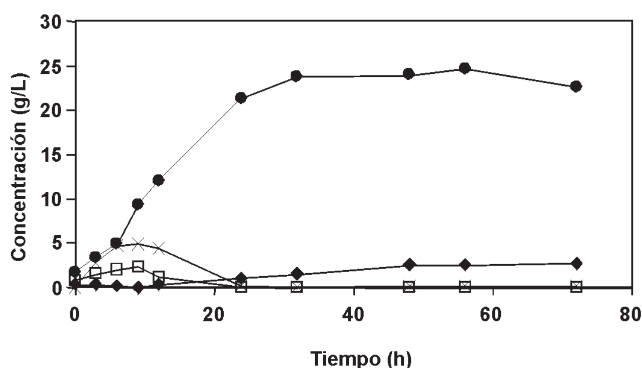


Figura 2.- Cinética obtenida durante la sacarificación y fermentación simultánea de podas de sarmiento tratadas a 120 ºC durante 120 min. con un 8 % de NaOH. Glucosa (□), celobiosa (X), ácido acético (♦) ácido láctico (•) (Bustos et al. 2005b)

Asimismo en la Figura 3 se muestra el esquema de fraccionamiento, explicado con anterioridad, para obtener ácido láctico y biosurfactantes a partir de sarmiento, aprovechando tanto la fracción hemicelulósica como la fracción celulósica. Se puede observar que tras el aislamiento de la fracción celulósica con NaOH se obtiene una fracción líquida constituida por lignina que puede ser utilizada para la obtención de compuestos con capacidad antioxidante (Cruz et al. 2004).

Aprovechamiento del bagazo de uva

El bagazo de uva al igual que el sarmiento presenta una estructura lignocelulósica constituida aproximadamente por un 18,2% de celulosa; 8,0% de hemicelulosas y un 56,7% de lignina (Cruz et al 2004), por lo que el esquema de aprovechamiento propuesto para el sarmiento por Bustos et al. (2004a) y Bustos et al. (2005b), puede ser aplicado al

bagazo, bastaría con estudiar las condiciones óptimas de prehidrólisis y deslignificación, que no tendrían por que coincidir con las condiciones propuestas como óptimas para el sarmiento.

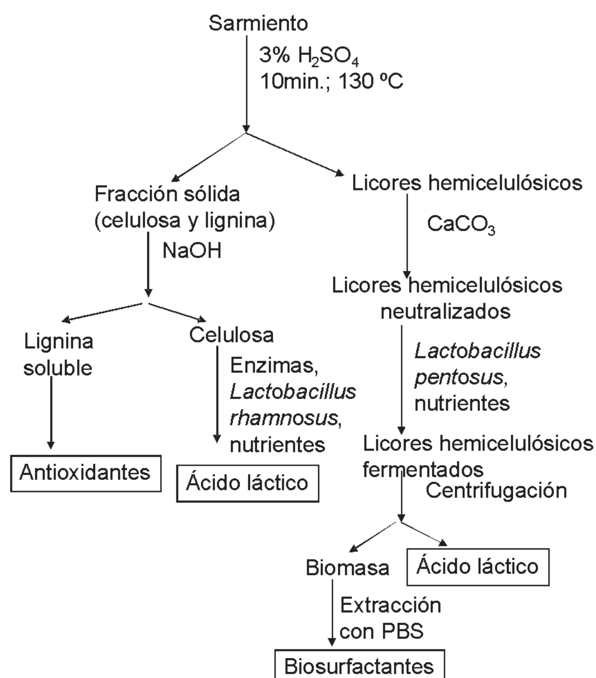


Figura 3.- Esquema general de aprovechamiento de las diferentes fracciones de las podas de sarmiento para la obtención de productos de elevado valor añadido (ácido láctico, biosurfactantes, antioxidantes)

Otros autores han propuesto la utilización de bagazo de uva para obtener compuestos con capacidad antioxidante. Así Cruz et al. (2004) tras someter al bagazo de uva a distintos lavados y/o procesos de hidrólisis con H_2SO_4 consiguieron solubilizar distintos compuestos con capacidad antioxidante que posteriormente fueron extraídos con acetato de etilo.

Por otra parte una de las alternativas más sencillas para el aprovechamiento integral del bagazo de uva sería la del compostaje, aunque el subproducto obtenido (compost) tendría un valor en el mercado inferior al del ácido láctico o al de los biosurfactantes. El compostaje es un proceso biooxidativo controlado que a partir de un sustrato orgánico heterogéneo en fase sólida y pasando por una fase termofílica y una liberación temporal de fitotoxinas, conduce a la producción de dióxido de carbono, agua, minerales y materia orgánica estabilizada denominada compost. Mediante el compostaje se consiguen que algunos biorresiduos como el bagazo de uva que en principio es fitotóxico, sufran una serie de transformaciones causadas por la acción microbiana que lo convierten en un producto estable y con una composición química adecuada para el crecimiento de las plantas (Inbar et al. 1991; Díaz et al. 2002; Moldes et al. 2006).

Aprovechamiento de las lías de vinificación

Cabe destacar que las lías procedentes del proceso de vinificación presentan un pH en torno a 4 así como un elevado contenido en sustancias fitotóxicas que hace inviable su eliminación al medio ambiente sin un tratamiento previo (Moldes et al. 2006). A continuación se proponen dos procesos para el aprovechamiento de las mismas: obtención de ácido tartárico y obtención de medios nutritivos para bacterias lácticas.

Obtención de ácido tartárico

Una de las principales aplicaciones de las lías de vinificación podría encontrarse en la obtención de ácido tartárico. El ácido tartárico o ácido 2,3-dihidroxibutanodioico contiene dos grupos carboxílicos y dos grupos alcohol en una cadena hidrocarbonada de cuatro átomos de carbono. La uva es de los pocos frutos de origen europeo que acumula ácido tartárico y durante el proceso de vinificación el ácido tartárico precipita en forma de tartrato depositándose en el fondo de las cubas de fermentación formando parte de las lías o heces. Las principales sales que se forman son el bitartrato potásico y el tartráto cálcico cuya solubilidad va disminuyendo durante la elaboración del vino, a medida que aumenta la concentración de alcohol y disminuye la temperatura.

Entre las aplicaciones del ácido tartárico destaca su uso en la industria alimentaria como conservante natural y acidulante, encontrándose su aplicación más importante en el sector enológico donde el ácido tartárico se añade al vino para llegar a los valores de acidez deseados.

En la Figura 4 se muestra un esquema del proceso propuesto por Rivas et al. (2006); para la recuperación de ácido tartárico a partir de las lías de vinificación. El proceso se divide en dos etapas. Una primera parte en la que se solubiliza el ácido tartárico presente en las lias en presencia de HCl al 37% y una segunda etapa en la que se precipita el ácido tartárico con $CaCl_2$ en forma de tartrato cálcico. Utilizando lías procedentes de la elaboración de vino blanco Rivas et al. (2006) consiguieron una corriente A con una concentración de ácido tartárico de 77,5 g/L mientras que en la corriente B la concentración de ácido tartárico fue de 71,6 g/L. Otros autores (Versari et al. 2001) sugieren que adicionar $CaCl_2$ en exceso a los residuos vitivinícolas mejora la recuperación del ácido tartárico. Así, al añadir 7,6 g/cm^3 de $CaCl_2$ a la corriente líquida se simulan concentraciones de precipitación industrial y se recupera a nivel de laboratorio un 62,4% del ácido tartárico inicial. Por otra parte Rivas et al. (2006) consiguieron precipitar en la corriente B el 92,4% de ácido tartárico presente en la corriente A esquematizada en la Figura 4.

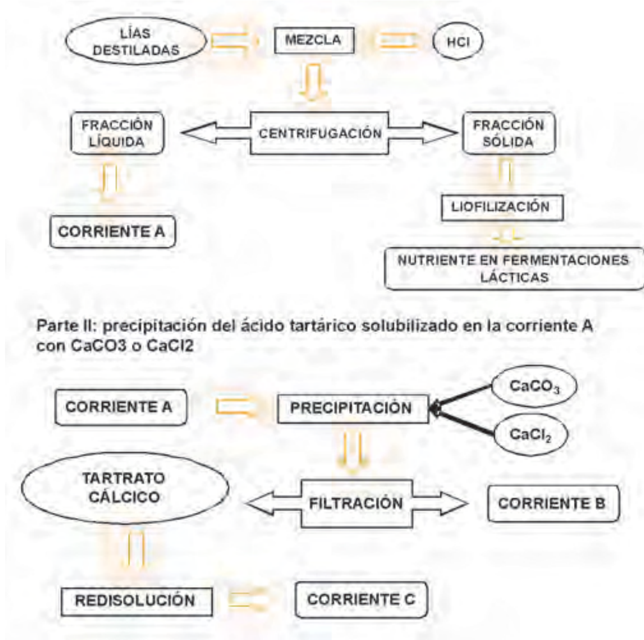


Figura 4.- Esquema propuesto por Rivas et al. (2006) para la obtención de ácido tartárico a partir de las lías de vinificación

Obtención de medios nutritivos para bacterias lácticas

Las lías o heces generadas durante el proceso de vinificación presentan un elevado contenido en sustancias nutritivas esenciales para el crecimiento de ciertos microorganismos. En la Tabla 3 y Tabla 4 se recoge el contenido en carbono, nitrógeno y minerales de diferentes lías de vinificación analizadas por Bustos et al. (2004b). Se puede observar que las lías de vinificación contienen un elevado porcentaje en Mg, Mn y Fe, los cuales son una parte esencial de los micronutrientes que necesitan las bacterias lácticas para llevar a cabo sus procesos fermentativos. Las bacterias lácticas son unos microorganismos con unos requerimientos nutritivos muy exigentes, en la Tabla 5 se muestra la composición del MRS (medio general de bacterias lácticas). Este medio fue propuesto por Mercier (Mercier et al. 1992) y su principal inconveniente radica en la cantidad de nutrientes que se deben aportar al medio para obtener unos rendimientos óptimos de producción de ácido láctico, así como el elevado coste que suponen algunos de estos nutrientes entre los que se incluye la peptona y el extracto de levadura, pudiendo llegar a suponer un 30% del valor total de producción de ácido láctico (Miller & Churchill 1986; Téllez-Luis et al. 2003). El incremento de los costes debido al aporte de estos nutrientes provoca que la producción de ácido láctico por vía biotecnológica no sea del todo actractiva, por lo que la búsqueda de alternativas para la obtención de un producto final más rentable es de indudable interés. En este sentido Bustos et al. (2004b,c) propusieron utilizar las lías de vinificación como medio nutritivo durante la producción biotecnológica de ácido láctico, obteniendo resultados comparables a los alcanzados con el medio general de *Lactobacillus* MRS. Así en la Figura 5 se muestra una cinética de producción de ácido láctico por parte de *Lactobacillus rhamnosus* en presencia de 20 g/L de lías blancas destiladas, obteniéndose una concentración final de ácido láctico así como unas productividades similares a las alcanzadas en presencia de MRS (Figura 6). Una alternativa que resultaría interesante es la extracción de ácido tartárico de las lías de vinificación previamente a su utilización como medio nutritivo durante la producción de ácido láctico (Rivas et al. 2006).

LIAS	SÓLIDOS	CENIZAS	C	N
Lias a partir de bagazo de prensa sin destilar	19.9	8.2	7.5	0.5
Lias blancas de primer trasiego sin destilar	34.2	28.1	10.9	0.7
Lias blancas de segundo trasiego sin destilar	31.1	11.7	11.3	1.0
Lias blancas destiladas	17.2	23.4	6.4	0.4
Lias tintas de primer trasiego sin destilar	16.7	6.1	7.5	0.5
Lias tintas de segundo trasiego sin destilar	10.7	10.8	5.0	0.4
Lias tintas destiladas	44.7	7.9	11.7	1.2

Tabla 3.- Porcentaje de sólidos (g/100 g lía húmeda), cenizas, C y N (g/100 g lía seca) (Bustos et al. 2004b)

Lias	Cu	Mg	Fe	Mn	Ca	Al	Zn
Lias a partir de bagazo de prensa sin destilar	2331	718	1954	291	4977	929	634
Lias blancas de primer trasiego sin destilar	1752	1057	1731	94	2950	3039	172
Lias blancas de segundo trasiego sin destilar	3513	261	1745	116.8	3080	1350	108.6
Lias blancas destiladas	1796	702	1559	102.7	3210	S.D	79.4
Lias tintas de primer trasiego sin destilar	1097 7	7720	7658	916	20455	5261	5621
Lias tintas de segundo trasiego sin destilar	1838	6045	3667	552.7	13890	1180	196
Lias tintas destiladas	3650	1359	5777	281.1	10830	S.D	246.5

S.D= sin determinar

Tabla 4.- Concentración de mineral en lías expresado como mg metal/kg ceniza (Bustos et al. 2004b)

COMPONENTE	CONCENTRACION
Glucosa	20 g/L
Extracto de levadura	5 g/L
Peptona	10 g/L
Acetato sódico	5 g/L
Citrato sódico	2 g/L
K_2HPO_4	2 g/L
Tween 80	1 mL/L
$MgSO_4{\cdot}7H_2O$	0.58 g/L
$MnSO_4{\cdot}H_2O$	0.12 g/L
$FeSO_4{\cdot}2H_2O$	0.05 g/L

Tabla 5.- Composición del medio general de bacterias lácticas (Mercier et al. 1992)

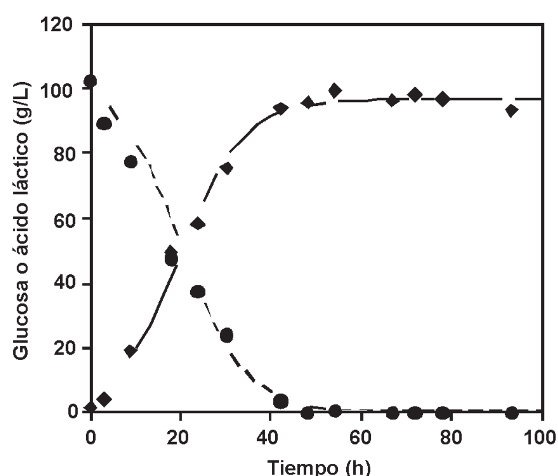


Figura 5.- Obtención de ácido láctico a partir de 100 g/L de glucosa en presencia de Lactobacillus rhamnosus y utilizando como única fuente de nutrientes 20 g/L de lías destiladas procedentes de la elaboración del vino blanco. Glucosa (•), ácido láctico (♦) (Bustos et al. 2004b).

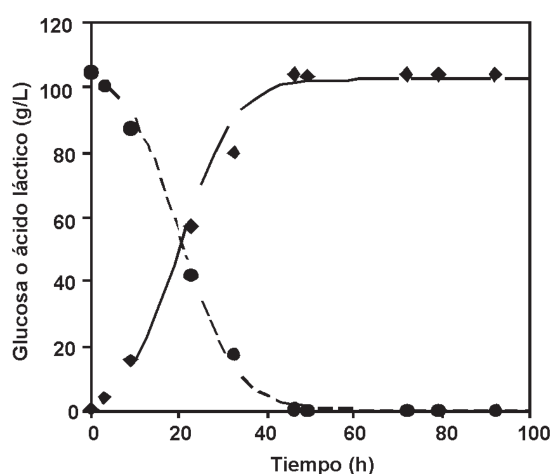


Figura 6.- Obtención de ácido láctico a partir de 100 g/L de glucosa en presencia de *Lactobacillus rhamnosus* y utilizando como nutrientes el medio general de *Lactobacillus*. Glucosa (•), ácido láctico (♦) (Bustos et al. 2004b).

Como conclusión y en base a los trabajos aquí recopilados se puede decir que los residuos generados por la industria vitivinícola constituyen una materia prima importante para la obtención de subproductos de elevado valor añadido y por tanto debido a la enorme actividad vitivinícola generada en nuestra Comunidad Autónoma sería interesante su aprovechamiento a gran escala.

Bibliografía

Abalos, A., Pinazo, A., Infante, M.R., Casals, M., García, F. & Manresa, A. (2001). Physicochemical and antimicrobial properties of new rhamnolípids producted by *Pseudomonas aeruginosa* AT10 from soybean oil refinery wastes. Langmuir. 17, 1367-1371.

Banat, I., Makkar, S. & Cameotra, S. (2000). Potential commercial application of microbial surfactants - A review article. Appl. Microbiol. Biotechnol. 53, 495-508.

Bustamante, M. A., Paredes, C., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Espinosa, A., Perez –Murcia, M. D. (2005). Uses of winery and distillery effluents in agriculture: characterisation of nutrient and hazardous components. Water Science and Technology. 51, 145-153.

Bustos, G., Cruz, J.M., Moldes, A.B. & Domínguez, J.M. (2004a). Production of fermentable media from vine-trimming wastes and bioconversion into lactic acid by *Lactobacillus pentosus*. J. Sci. Food Agric. 84: 2105-2112.

Bustos, G., Cruz, J.M., Moldes, A.B. & Domínguez, J.M. (2004b). Formulation of low cost fermentation media for lactic acid production with *Lactobacillus rhamnosus* using vinification lees as nutrients. J. Agric. and Food Chemistry. 52, 4: 801-808.

Bustos, G., Cruz, J.M., Moldes, A.B. & Domínguez, J.M. (2004c). Evaluation of vinification less as general medium for *Lactobacillus* strain. Journal of Agric. and Food Chemistry. 52, 16: 5233-5239.

Bustos, G., Moldes, A.B., Cruz, J.M. & Domínguez, J.M. (2005a). Production of lactic acid from vine-trimming wastes and viticulture lees using a simultaneous saccharification fermentation method. J Sci Food Agric. 85: 466-472.

Bustos, G., Cruz, J.M., Moldes, A.B. & Domínguez, J.M. (2005b). Influence of the metabolism pathway on lactic acid production from hemicellulosic trimming vine shoots hydrolyzates using *Lactobacillus pentosus*. Biotechnology Progress. 21, 3: 793-798.

Bustos, G., de la Torre N., Moldes, A.B., Cruz, J.M. & Domínguez, J.M. (2007). Revalorization of hemicllulosic trimming vine shoots hydrolyzates throught continuous production of lactic acid and biosurfactants by *L. pentosus*. Journal of Food Engineering. 78, 2: 405-412.

Bustos, G., Ramirez, J.A., Garrote, G. & Vázquez, M. (2003). Modeling of the hydrolysis of sugar cane bagasse with hydrochloric acid. Appl. Biochem. Biotechnol. 104, 1: 51-68.

Cameotra, R. & Makkar, R. (1998). Synthesis of biosurfactants in extreme conditions. Appl. Microbiol. Biotechnol. 50: 520-529.

Chahal, S.P. (1989). Lactic acid. En: Ullmann´s Encyclopedia of Industrial Chemistry. VCH Verlag. Berlín.

Cruz, J.M., Dominguez, H. & Parajó, J.C. (2004). Assessment of the production of antioxidants from winemaking waste solids. J. Agric. Food Chemistry. 56: 5612-5620.

Daniel, H.J., Reuss, M. & Syldatk, C. (1998). Production of sophorolipids in high concentration from deprotenized whey and rapeseed oil in a two stage fed batch process using *Candida bombicola* ATCC 22214 and *Cryptococcus curvatus* ATCC 20509. Biotechnology. Letters. 20: 1153-1156.

Deleu, M. & Paquot, M. (2004). From renewable vegetables resources to microorganisms: new trends in surfactants. Comptes Rendus Chimie. 7, 6-7: 641-646.

Desai, J. & Banat, I. (1997). Microbial production of surfactants and their commercial potential. Microbiol. Molec. Biol. Rev. 61: 47-64.

Díaz, M.J., Madejón, E., López, F., López, R. & Cabrera, F. (2002). Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. Process Biochemistry. 37, 10: 1143-1150.

Fox, S.L. & Bala, G.A. (2000). Production of surfactant from *Bacillus subtilis* ATCC 21332 using potato substrates. Bioressource. Technol. 75: 235-240.

Garrote, G., Domínguez, H. & Parajó, J.C. (2001). Generation of xylose solutions from *Eucalyptus globulus* wood by autohydrolysis-posthydrolysis: posthydolysis kinetics. Bioressource. Technol. 79, 2: 155-164.

Haba, E., Espuny, M.J., Busquets, M. & Manresa, A. (2000). Screening and production of rhamnolipids by *Pseudomonas aeruginosa* 47T2 NCBI40044 from waste frying oils. Appl. Microbiol. 88: 379-387.

Hofvendahl, K. & Hahn-Hagerdal, B. (2000). Factors affecting the fermentative lactic acid production from renewable resources. Enzyme Microbiol. Biotechnol. 26: 87-107.

Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X. & Maskell, K. (2001).

Inbar, Y., Chen, Y. & Hadar, Y. (1991). Carbon-13 CPMAS NMR FTIR spectroscopy analysis of organic matter transformations during composting of solid wastes from wineries. Soil Sci. 152, 4:272-282.

Iranmahboob, J., Nadim, F. & Monemi, S. (2002). Optimizing acid-hydrolysis: A critical step for production of ethanol from mixed wood chips. Biomass Bioenerg. 22: 401-404.

Kjallstrand, J., Ramnas, O. & Petersson, G. (1998). Gas chromatographic and mass spectrometric analysis of 36 lignin-related methoxyphenols from uncontrolled combustion of wood. J. Chromatogr. 824, 2: 205-210.

Koch, A., Reiser, K.J., Kapelli, O. & Fiechter, A. (1988). Genetic construction of lactose-utilizing strains of *P. aeruginosa* and their application in biosurfactant production. Biotechnology. 6: 1335-1339.

Makkar, R.S. & Cameotra, S.S. (1997). Utilization of molasses for biosurfactant production by two *Bacillus* strains at thermophilic conditions. J. American Oil Chemist´s Society. 74, 7: 887-889.

Makkar, R.S. & Cameotra, S.S. (1999). Biosurfactant production by microrganisms on unconventional carbon sources. J. Surfactants and Detergents. 2: 237-241.

MAPA (2005). Disponible en (http://www.mapa.es/alimentacion/pags/denominacion)

Mercade, M.E. & Manresa, M.A. (1994). The use of agroindustrial by-products for biosurfactant production. J. American Oil Chemist´s Society. 71: 61-64.

Mercade, M.E., Manresa, M.A., Robert, M., Espuny, M.J., Andres, C. & Guinea, J. (1993). Olive oil mill effluent. New substrates for biosurfactant production. Bioressource. Technol. 43, 1-6.

Mercier, P., Yerushalmi, L., Rouleau, D. & Dochain, D. (1992). Kinetics of lactic acid fermentation on glucose and corn by *Lactobacillus amylophilus*. J. Chem. Technol. Biotechnol. 55: 111-121.

Miller, T.L. & Churchill, B.W. (1986). Substrates for large-scale fermentations. En: Manual of Industrial Microbiology and Biotechnology. Demain, A.L., Solomon, L.A., Ed., American Society for Microbiology: Washington DC.

Moldes, A. B., Alonso, J. L. & Parajó, J. C. (2001). Strategies to improve the bioconversion of processed Wood into lactic acid by simultaneous saccharification and fermentation. *J. Chem. Technol. Biotechnol*. 76 (3): 279-284.

Moldes, A.B., Cruz, J.M., Domínguez, J.M. & Parajó, J.C. (2002). Production of a cellulosic substrate susceptible to enzimatic hydrolysis from prehidrolized barley husks. Agricultural and Food Science in Finland. 11, 1: 51-58.

Moldes A.B., Vázquez M., Domínguez J.M., Díaz-Fierros F. & Barral M.T. (2006). Evaluation of waste from the winery industry as soil amendment. Ed: ORBIT Biological Waste Management From Local to Global Part 2: 435-440.

Navarro, P., Sarasa, J., Sierra, D., Esteban, S. & Ovelleiro, J.L. (2005). Degradation of wine industry wastewaters by photocatalytic advanced oxidation. Water Science and Technology. 51: 113-121.

Nitschke, M. & Pastore, G.M. (2006). Production and properties of a surfactant obtained from *Bacillus subtilis* grown on cassava wastewater. Bioressource Technol. 97, 2: 336-341.

Ozen, S. & Ozilgen, M. (1992). Effects of substrate concentration on growth and lactic acid production by mixed cultures of *Lactobacillus bulgaricus* and *Streptococcus thermophyllus*. J. Chem. Technol. Biotechnol. 54: 57-61.

Parajó, J.C., Alonso, J.L. & Moldes, A.B. (1997). Production of lactic acid from lignocellulose in a single stage of hydrolysis and fermentation. Food biotechnology. 11: 45-58.

Parajó, J.C., Alonso, J.L. & Santos, V. (1996). Lactic acid from wood. Process. Biochemistry. 31: 271-280.

Phillips, J.A. & Humprey, A.E. (1982). Proccess biotechnology for the conversion of biomass into liquid fuels. Liquid Fuel Dev. 00: 65-95.

Rivas, B., Domínguez, J.M., Domínguez, H. & Parajó, J.C. (2002). Bioconversion of posthydrolysed autohydrolysis liquors: an alternative for xylitol production from corn cobs. Enzyme Microbiology. Technol. 31: 431-438.

Rivas, B., Moldes, A.B., Domínguez, J.M. & Parajo, J.C. (2004). Lactic acid production from corn cobs by simultaneous saccharification and fermentation: a mathematical interpretation. Enzyme Microbiology Technol. 34, 7: 627-634.

Rivas, B., Torrado, A., Moldes, A.B. & Domínguez, J.M. (2006). Tartaric acid recovery from distilled lees and use of the residual solid as an economic nutrient for *Lactobacillus*. J. Agric. Food Chemistry. 54, 20: 7904-7911.

Rodrigues, L., Moldes, A.B., Teixeira, J. & Oliveira, R. (2006). Kinetic study of fermentative biosurfactant production by *Lactobacillus* strains. Biochemical Engineering Journal. 28, 2: 109-116.

Salminen, S. & Von Wright, A. (1993). Lactic acid bacteria. Ed. Marcel Dekker Inc. Nueva York.

Sheppard, J.D. & Mulligan, C.N. (1987). The production of surfactin by *Bacillus subtilis* grown on peat hydrolysate. Appl. Microb. Biotechnol. 27: 110-116.

Sreenath, H.K., Moldes, A. B., Koegel, R. G. & Straub, R. J. (2001). Lactic acid from agriculture residues. *Biotechnol. Letters*. 23: 179-184.

Szakacs-Dobozi, M., Szakacs, G., Meyer, D.F. & Klappach, G. (1985). Enhancement of enzymatic degradation of cellulose by applications of mixed enzyme systems of different fungal origin. Acta Biotechnol. 5: 27-33.

Téllez-Luis, S.J., Moldes, A.B., Vázquez, M. & Alonso, J.L. (2003). Alternative media for lactic acid production by *Lactobacillus delbrueckii* NRRL B-445. Food and Bioproducts Processing. 81, C3: 250-256.

Téllez-Luis, S.J., Ramirez, J.A. & Vázquez, M. (2002). Modelling of the hydrolysis of sorghum straw at atmospheric pressure. J Sci Food Agric. 82, 5: 505-512.

Tsutsui, T., Hayashi, N., Maizumi, H., Huff, J. & Barrett J.C. (1997). Benzene-, catechol-, hydroquinone- and phenol-induced cell transformation, gene mutations, chromosome aberrations, aneuploidy, sister chromatid exchanges and unscheduled DNA synthesis in Syrian hamster embryo cells. Mutation Research. 373, 1: 113-123.

Vázquez, D., Lage, M.A., Parajó, J.C. & Vázquez G. (1991). Transformación de materiales lignocelulósicos: Composición, fraccionamiento y aprovechamiento. Rev. Agroquím. Tecnol. Alimen. 31: 143-164.

Versari, A., Castellari, M., Spinabelli, U. & Galassi, S. (2001). Recovery of tartaric acid from industrial enological wastes. Chem. Technol Biotechnol. 76: 485-488.

Vick Roy, T.B. (1985). En: Comprehensive Biotechnology. M. Moo Young (Ed.) Pergamon Press. Oxford.

Vlyssides, A.G., Barampouti, E.M. & Mai, S. (2005). Wastewater characteristics from Greek wineries and distilleries. Water Science and Technology. 51: 53-60.

Wen-Tien, T. & Jih-Ming, C. (2006). Estimation and projection of nitrous oxide (N_2O) emissions from anthropogenic sources in Taiwan. Chemosphere. 63: 22-30.

18 Empleo de lodos de depuración de aguas residuales de industria láctea en suelos agrícolas

M.E. López-Mosquera · M.J. Bande · Ch. Buson · E. Carballo · E. Carral · A. López-Fabal · M. Matos · T. Rodríguez-López · M.J. Sainz · S. Seoane

Introducción

Galicia es la primera comunidad autonóma en producción de leche de vaca. En 2008, se produjeron 2308,77 millones de litros, lo que supuso el 32,6% de la producción láctea nacional (MARM 2009). Del total de leche producido en 2008, el 93,2% se destinó a la venta en industria, lo que da una idea de la importancia de las instalaciones alimentarias dedicadas al tratamiento de la leche en Galicia.

La actividad de las industrias lácteas genera aguas residuales compuestas por restos de leche, agua y productos de limpieza que poseen una capacidad contaminante media-alta, debido a la elevada DBO_5 de la leche (104000-120000 mg L^{-1}) (Britz et al. 2006). El principal destino de estas aguas puede ser el vertido directo a depuradoras urbanas pagando un canon de vertido, la depuración en la propia planta, tras la cual se obtiene un lodo que puede ser eliminado a través de gestores de residuos o bien valorizado en sistemas agrícolas, o ser aplicadas directamente en campo sin depurar.

Valorización agrícola de efluentes y lodos de industria láctea

En otros países, hace decenas de años que se reutilizan directamente los efluentes generados por las industrias lácteas en suelos agrícolas (Fotos 1 y 2). De esta forma, el suelo y el propio cultivo (normalmente forrajero) constituyen el sistema depurador. Así, el cultivo aprovecha los nutrientes disponibles (fundamentalmente N y P) y el aporte hídrico que supone su aplicación. Sin embargo, en España la mayor parte de las industrias de este sector depuran estas aguas residuales a través de tratamientos físicos, químicos y/o biológicos, tras los cuales se obtiene un lodo de características particulares (Fotos 3 y 4). Este lodo puede ser utilizado para su aplicación agrícola, dado que posee un contenido interesante de N y P y su empleo no entraña riesgos importantes, dado su bajo contenido en metales pesados y ausencia de patógenos (López Mosquera et al. 2005). A pesar de ello, y de ser clasificados como residuos no peligrosos según el Catálogo de Residuos (RD 154/1998) (DOG 1998), no se dispone de normativa específica para estos lodos, estando su aplicación agrícola regulada por la misma normativa que se utiliza para los lodos de depuradora de aguas residuales urbanas o industriales (RD 1310/1990) (BOE 1990).

La aplicación agronómica de los lodos debe hacerse teniendo en cuenta una serie de consideraciones legales y una serie de consideraciones técnicas, que se describen a continuación.

Consideraciones legales: Normativa sobre la utilización agrícola de los lodos

Como se dijo con anterioridad, la utilización agrícola de los lodos generados en depuradoras de aguas residuales de industrias lácteas debe cumplir la normativa general establecida para cualquier tipo de lodo. En España, el Real Decreto 1310/1990 del 29 de octubre (BOE Nº 262 de 01-11-1990) traspone la Directiva del Consejo 86/278/CEE, de 12 de junio de 1986, sobre el uso de lodos de depuración en

IBADER. Universidade de Santiago de Compostela. Campus de Lugo, 27002 Lugo. E-mail: melvira.lopez@usc.es, Tfno: 982 823134, Fax: 982 285926

agricultura (LCEur 1986/2366). Este Real Decreto regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario, estableciendo un marco normativo que permite compaginar la producción de lodos de depuración de distinto origen y su utilización agraria con la protección eficaz del medio ambiente y de la salud. A continuación se presenta un resumen de dicha normativa.

Artículo 1.

"Lodos de depuración". Los lodos residuales procedentes de todo tipo de estaciones depuradoras de aguas residuales domésticas, urbanas o de aguas residuales de composición similar a las anteriormente citadas, así como los procedentes de fosas sépticas y de otras instalaciones de depuración similares, utilizadas para el tratamiento de aguas residuales.



Foto 1.- Cañón de riego utilizado para la aplicación de efluentes de industrias lácteas en la Bretaña francesa (1997)



Foto 2.- Aplicación directa en cultivos forrajeros de efluentes de industrias lácteas en la Bretaña francesa (1997)



Foto 3.- Tratamiento biológico de aguas residuales de una industria láctea en Galicia

"Lodos tratados". Son los lodos de depuración tratados por una vía biológica, química o térmica, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento apropiado, de manera que se reduzca de forma significativa su poder de fermentación y los inconvenientes sanitarios de su utilización.

Artículo 2.

Sólo podrán ser utilizados en la actividad agraria los lodos tratados y amparados por la documentación mínima que se establece en el artículo 4º del presente Real Decreto.

Artículo 3.

Los suelos sobre los que podrán aplicarse los lodos tratados deberán de presentar una concentración de metales pesados inferior a la establecida en el anexo IA.

Los lodos tratados a utilizar en los suelos no excederán, en cuanto al contenido en metales pesados, de los valores límites expresados en el anexo IB.

Las cantidades máximas de lodos que podrán aportarse al suelo por ha y año serán las que, de acuerdo con el contenido en metales pesados de los suelos y lodos a aplicar no rebasen los valores límites de incorporación de los metales pesados establecidos en el anexo IC.

Las técnicas analíticas y de muestreo a utilizar, así como las determinaciones a realizar sobre lodos y suelos serán las establecidas en los anexos IIA, IIB y IIC, del presente Real Decreto.

Se establecen las siguientes prohibiciones:

Aplicar lodos tratados en praderas, pastizales y demás aprovechamientos a utilizar en pastoreo directo por el ganado, con una antelación menor de tres semanas respecto a la fecha de comienzo del citado aprovechamiento directo.

Aplicar lodos tratados en cultivos hortícolas y frutícolas durante su ciclo vegetativo…

Por tanto, el empleo agrícola de los lodos está regulado por tres criterios asociados al nivel de metales pesados en el suelo receptor (Anexo IA), a la concentración de dichos metales en el lodo (Anexo IB) y a la cantidad anual que puede adicionarse al suelo basada en una media de diez años (Anexo IC).

Consideraciones técnicas

El manejo sostenible de los lodos de industria láctea en sistemas agrícolas, exige fertilizar los cultivos adecuadamente para conservar la calidad del medio y cumplir la normativa legal. En consecuencia, se hace necesario llevar a cabo un programa de actuaciones que conduzcan a adecuar la producción y aporte de los lodos a las necesidades de los cultivos en el tiempo y en el espacio, aunando esfuerzos de las distintas partes implicadas, es

decir, la industria generadora, así como los agricultores receptores.

ANEXO IA
Valor límite de concentración de metales pesados totales en los suelos
(mg/kg de suelo seco)

Metales	Valores límite	
	Suelos con pH <7	Suelos con pH >7
Cadmio	1	3
Cobre	50	210
Cromo	100	150
Mercurio	1	1,5
Níquel	30	112
Plomo	50	300
Zinc	150	450

ANEXO IB
Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos
(mg/kg de materia seca)

Metales	Valores límite	
	Suelos con pH <7	Suelos con pH >7
Cadmio	20	40
Cobre	1000	1750
Cromo	1000	1500
Mercurio	16	25
Níquel	300	400
Plomo	750	1200
Zinc	2500	4000

Para poder efectuar una correcta planificación de la valorización de estos lodos mediante su aplicación en terrenos agrícolas es indispensable:

- Conocer las características del lodo

- Establecer la superficie de aplicación

- Aplicar la dosis agronómicamente y ambientalmente correcta

- Evaluar su efecto en suelo y cultivos

- Valorar los riesgos que su uso pueda ocasionar a corto y largo plazo

Caracterización del lodo de industria láctea

Cualquier plan de gestión de residuos en terrenos agrícolas debe comenzar por la caracterización del propio residuo. Es indispensable conocer su poder fertilizante, así como los niveles de metales pesados que posee, tal y como indica la normativa. La composición de los lodos generados tras la depuración de los efluentes de industrias lácteas está sometida a múltiples fuentes de variación, relacionadas con la propia variabilidad del agua residual entrante, con el sistema de depuración empleado e incluso con su funcionamiento. Esto explica la fuerte variabilidad encontrada en muchos de los parámetros estudiados, según el origen y procesado realizado en la industria láctea (Tabla 1).

ANEXO IC
Valores límites para las cantidades anuales de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez años (kg/ha/año)

Metales	Valores límite
Cadmio	0,15
Cobre	12,0
Cromo	3,00
Mercurio	0,10
Níquel	3,00
Plomo	15,00
Zinc	30,00

Características generales y poder fertilizante

A pesar de las diferencias según su procedencia y tratamiento, en general se trata de un lodo con un extracto seco que varía de 5 a 20 g L^{-1}, es decir líquido o semilíquido, lo que facilita su posterior distribución con tractores cisterna en campo. Es un material ligeramente salino y con pH neutro. Su contenido en materia orgánica es muy elevado, superando en algunos casos el 50%, siendo una materia orgánica con una baja relación C/N, que indica que este lodo es un material fácilmente mineralizable (Alexander 1967). El N es el elemento más abundante en la composición mineral de la materia seca, seguido del Na, lo que podría ser consecuencia directa del uso de ácido nítrico y sosa en los procesos de limpieza; sin embargo, su contenido en K es bajo, característica que suelen mostrar en general todo tipo de lodos de depuradora (Bahri & Houmane 1987).

Después de un seguimiento continuado durante 10 años del lodo generado por la industria Lactalis-Leche de Galicia,

S.A. (Vilalba-Lugo), se puede decir que el parámetro que muestra una mayor variabilidad en la composición de los lodos de depuradora láctea es el extracto seco, que es precisamente el factor que condiciona más la capacidad fertilizante del lodo. Una parte del extracto seco está constituido por sólidos en suspensión, mientras que el resto corresponde a sales inorgánicas, que en el producto fresco se presentan disueltas y son responsables de la salinidad del lodo. Las materias en suspensión de los lodos de lechería están constituidos, esencialmente, por productos que provienen de la floculación de materias proteicas, parcialmente o totalmente degradadas, así como de bacterias, otros microorganismos vivos, restos de células y residuos orgánicos y minerales diversos procedentes de la leche, junto con aguas de limpieza de las instalaciones de la industria. Cuanto más diluido está el lodo, menor es su contenido en N, P y otros nutrientes ligados a la fracción orgánica del residuo, mientras que aumenta su contenido en K y Na, elementos que se encuentran en la fase soluble, prácticamente en su totalidad. Por lo tanto, la excesiva dilución del lodo es un factor negativo para el uso de este subproducto como fertilizante, por un lado, porque reduce el contenido de nutrientes del lodo fresco y por otro, porque aumenta la heterogeneidad de su composición.

Existe una buena correlación entre la cantidad de N, P_2O_5 y K_2O y el extracto seco, demostrando que éste es el factor que controla de forma más decisiva el contenido de nutrientes del lodo. A nivel práctico, este hecho permite estimar, de forma sencilla, el contenido de nutrientes de un lodo a partir de su extracto seco (Figura 1).

De cara a su uso como fertilizante, este tipo de lodos tiene una relación de macronutrientes equilibrada en el caso del N y del P, pero posee un contenido muy bajo en K. Considerando que en Galicia, este tipo de lodos se aplica principalmente sobre praderas mixtas (gramínea-leguminosa), conviene evaluar su valor fertilizante en función de las necesidades de mantenimiento de las mismas. Para las condiciones gallegas, las cantidades necesarias fueron estimadas por Piñeiro & Pérez (1977) en 200 kg N ha^{-1},120 kg P_2O_5 ha^{-1} y 160 kg K_2O ha^{-1}. Cuando con el lodo se aportan 200 kg ha^{-1} de N, se añaden aproximadamente 160 kg P_2O_5 ha^{-1}, que resultan suficientes, pero tan solo 40 kg K_2O ha^{-1}, que no alcanzan a cubrir las necesidades de la pradera (Figura 2). Por lo tanto, para asegurar la correcta fertilización es necesario realizar un aporte suplementario de K con otro fertilizante. De no ser así, no sólo se resentiría la producción, sino también la composición botánica, ya que la mayor sensibilidad de los tréboles a la carencia de K provocaría su desaparición.

Contenido en metales pesados

Además de conocer la riqueza fertilizante de los lodos, es indispensable establecer su contenido en metales pesados, ya que la legislación que regula su aplicación en terrenos agrícolas exige que no se sobrepasen determinados niveles (RD 1310/1990, Directiva 86/278/EEC).

A diferencia de los lodos de depuradoras urbanas, los contenidos en metales pesados de los lodos de depuradora láctea, en general, están muy por debajo de los permitidos por la legislación actual (Tabla 2).

El Zn es el metal pesado más abundante, muy por encima del Cu que le sigue en importancia; Cr, Ni y Pb presentan niveles bajos bastante similares, mientras que el Cd y el Hg son los que aparecen en menor proporción.

	Gras y Morisot, 1974	Doedens, 1984	Nogales, 2001	López-Mosquera et al, 2007*
Extracto seco (g L^{-1})	5-9	10,4	10,0	20,3
pH	6,7-7,1	-	6,8-7,4	6,8
E.C. (dS m^{-1})	2,6	-	0,6-0,9	3,3
% C	-	-	21,5-25,6	38,9
% N	6,0-18,4	4-10	0,4-0,5	6,3
C/N	-	-	5-6	6,3
% P	1,9-3,0	2-6	1,0-1,4	2,0
% K	0,02-0,2	0,3-1,0	0,3-0,5	1,0
% Ca	-	4-9	8,4-9	2,0
% Mg	-	-	0,4-0,5	0,4
% Na	-	-	-	2,8

* Promedio de muestras tomadas dos veces por año durante 10 años en Lactalis -Leche de Galicia, S. L. (Vilalba-Lugo)

Tabla 1.- Propiedades químicas y físico-químicas de lodos de industria láctea procedentes de diferentes estudios (valores sobre materia seca)

Esto hace prever que la acumulación de metales pesados en suelo y planta, como consecuencia de la aplicación de este tipo de lodos, se encuentre bastante atenuada, reduciéndose por tanto los inconvenientes del reciclaje de estos lodos en terrenos de cultivo. Sin embargo, a pesar de su bajo contenido en metales, aplicaciones continuadas de estos lodos constituyen un aporte reiterado de metales pesados al suelo. Como indica la legislación europea y española (RD 1310/1990, Directiva 86/278/EEC), es obligatoria la realización de análisis del contenido en metales del lodo cada seis meses y hacer un seguimiento de la evolución del contenido de metales en los suelos que los reciben.

Establecimiento de la superficie de aplicación

Una vez conocida la composición del lodo, **el establecimiento de la zona de vertido** es uno de los pasos fundamentales en la gestión del lodo. Los lodos deben ser aplicados en fincas próximas a la industria para abaratar al máximo los costes de transporte y sin que se produzca sobrefertilización para evitar problemas de contaminación. Para ello hay que disponer de una superficie determinada de parcelas donde aplicar los lodos de forma correcta y esto quiere decir que deben ser aportados en la dosis y momento adecuados.

Un aspecto importante para incluir parcelas en el plan de vertido es el establecimiento de la **aptitud del suelo** para recibir el subproducto. Para ello hay que identificar las zonas donde sea posible o no aplicar el lodo en base al estudio de los suelos de la zona. Los criterios adoptados para definir cual es la aptitud de un suelo para recibir un lodo son variados y más o menos restrictivos. Así, Buson (2006) estableció tres clases de aptitud de suelos para recibir este tipo de subproductos teniendo en cuenta criterios de profundidad de suelo, presencia de hidromorfía y pendiente:

Clase 0: zonas donde el vertido está excluído porque presentan acumulación de agua de forma permanente.

Clase 1: zonas donde el vertido es posible solamente en período seco y a las dosis agronómicamente aconsejadas, ya que existen riesgos de escorrentía o percolación rápida de lodos en suelos poco profundos o hidromorfos.

Clase 2: zonas donde el vertido es posible todo el año a las dosis agronómicamente recomendadas.

Danés & Boixadera (2001) hacen una clasificación de nivel de restricción débil, moderada o fuerte a la aplicación de residuos agroindustriales en suelos agrícolas. Además de los anteriores tienen en cuenta además otros parámetros de suelo como conductividad hidraúlica, salinidad, fósforo asimilable, capacidad de retención de agua, etc. (Tabla 3).

Además de evaluar la aptitud de los suelos en función de sus características para recibir los lodos, deben ser excluidas aquellas zonas de interés ambiental donde la aplicación de lodos esté prohibida (Zonas Especiales de Conservación: LIC, Red Natura). Por otra parte, es preciso eliminar otras zonas sensibles y valorar la distancia de vertido a los cauces (20 m) y puntos de agua (80 m). Con ayuda de Sistemas de Información Geográfica, una vez integrada toda esta información en una base de datos adecuada, puede confeccionarse un mapa de aptitud del territorio para la recepción de lodos (Figura 3).

Una vez establecidas las zonas de vertido, la gestión del lodo debe incluir un **programa de seguimiento y control** de los resultados de la aplicación de estos lodos en el suelo y en la producción de los cultivos, tanto en fincas de agricultores como en parcelas de ensayo. Para ello, los análisis periódicos de suelo son imprescindibles. Por otro lado, la base de datos sobre el historial de las explotaciones y las parcelas donde se aplican los lodos debe ser lo más amplia posible (referencias catastrales, extensión de las parcelas, cultivos practicados, abonados realizados, aprovechamientos del forraje, etc). Esto permite la

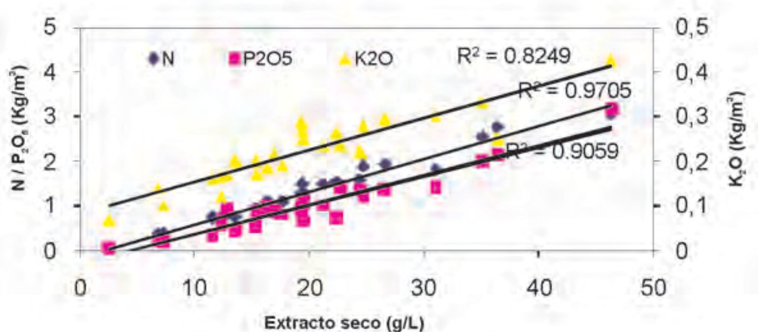


Figura 1.- Correlación entre el extracto seco y el contenido en N, P_2O_5 y K_2O de un lodo de industria láctea

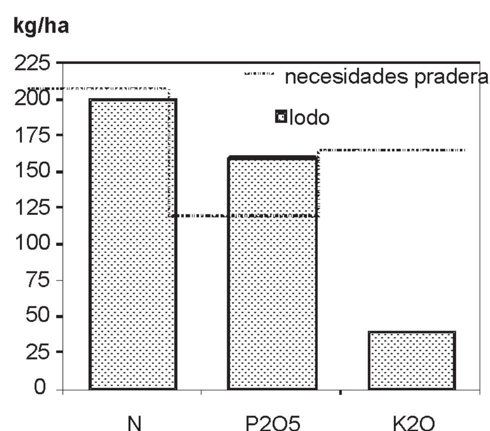


Figura 2.- Contenido de N, P_2O_5 y K_2O en lodos de una industria láctea de Vilalba-Lugo (barras) en comparación con las exigencias de N, P_2O_5 y K_2O de las praderas en Galicia según Piñeiro & Pérez (1977) (líneas)

realización de balances de fertilización adecuados en cada explotación y en cada parcela.

Un ejemplo que ilustra este modelo de gestión es el llevado a cabo por la empresa Leche de Galicia, S.L. ubicada en el municipio de Vilalba en la provincia de Lugo. Esta empresa se dedica al envasado de leche UHT, generando un volumen medio anual de 2000 m^3 de lodos. Lleva más de 10 años valorizando agronómicamente los lodos que produce en terrenos de agricultores, suministrándolos de forma gratuita a una superficie cercana a las 120 hectáreas distribuidas en numerosas parcelas, cuyo tamaño más frecuente varía de 0,03 a 0,5 ha, situadas a menos de 8 km de la fábrica y dedicadas fundamentalmente a pradera polifita y maíz forrajero.

La información sobre las características del lodo, la aptitud de los suelos para recibirlo, los efectos que su uso produce en suelo y planta a corto y medio plazo, la legislación que regula su vertido y la evaluación de los riesgos de su aplicación se han integrado en un Sistema de Información Geográfica (SIG) que sirve como herramienta ágil y sencilla para la gestión semanal del lodo por la propia empresa. Se trata de un sistema abierto y flexible, que puede reajustarse periódicamente en función de las variaciones que sufran la superficie de las parcelas incluidas en el programa de gestión.

Cálculo de dosis

Las dosis de los lodos a aplicar varían fundamentalmente en función de su composición, de las necesidades de los cultivos y de las características de los suelos a corregir.

Metal	Plantas de Bélgica	Plantas de Holanda	Plantas de Francia	Planta de Galicia (España)	Límites permitidos por la legislación (RD 1310/1990)
Cd	0,9-12	0,8-1,0	1-7	0,4	20
Cr	14-153	13-110	5-90	12,7	1000
Cu	22-192	26-480	21-114	24,7	1000
Hg	0,4-15	0,9-9,0	-	0,11	16
Ni	8-40	1-21	8-32	9,2	300
Pb	45-253	17-40	20-87	8,7	750
Zn	-	-	-	196,0	2500

Tabla 2.- Contenido de metales pesados en distintos lodos procedentes de industria láctea en diferentes países europeos y límites permitidos por la legislación actual (expresado en mg kg^{-1} de materia seca)

En principio, la composición en macronutrientes (N, P_2O_5, K_2O) del lodo va a permitir fijar la dosis máxima a aportar por cultivo. La regla principal consistirá en no aplicar más elementos de los que la planta necesite para alcanzar un desarrollo normal.

Estos resultados son bastante frecuentes: el factor limitante resulta ser el fósforo, a menudo bien representado en los lodos y poco exportado por los cultivos en comparación con el N o el K.

Otra forma de hacer el cálculo es teniendo en cuenta los factores de disponibilidad de los distintos elementos mayoritarios. Estos coeficientes (<1) tienen en cuenta la mineralización de los aportes orgánicos. Así por ejemplo, para un producto dado, en función de las curvas de mineralización establecidas, el coeficiente de disponibilidad en N puede variar de forma importante. En las figuras 4 y 5 se representan dos ejemplos de curvas de mineralización obtenidas para distintos productos orgánicos, según Nicolardot et al. (2003).

De esta forma, si se toma como ejemplo un coeficiente de mineralización para el N del 60% el primer año y un coeficiente de disponibilidad para el P del 75%, el cálculo de dosis será el que se presenta en la Tabla 5.

Como es lógico, utilizando coeficientes de biodisponibidad para hacer el cálculo, las dosis resultantes son mayores. En caso de que estos coeficientes subestimen la cantidad realmente disponible, la acumulación o las pérdidas por exceso serán mayores. Por eso, en la práctica, el cálculo de dosis considerando coeficientes del 100% hace que el riesgo sea menor y el reajuste siempre se pueda hacer a través del seguimiento del cultivo.

Efecto de la aplicación de lodos de industria láctea en praderas

Efectos en suelo

Para ilustrar los efectos que la aplicación de lodos de industria láctea producen en suelo se utilizarán los resultados obtenidos en un ensayo de campo, establecido

en una parroquia del municipio de Vilalba, en donde se aplicaron lodos durante un periodo de cinco años.

Contenido en MO, C lábil y N total

Con la aplicación de este tipo de lodo (relación C/N muy baja) no se recapitaliza de forma importante el contenido de materia orgánica del suelo a corto plazo. De todas formas, se observa un ligero incremento de la misma a lo largo del tiempo, sobre todo cuando se compara con parcelas control que no recibieron ningún tipo de fertilización y con parcelas abonadas exclusivamente con abonos minerales (Figura 6).

Del total de la materia orgánica el carbono lábil representa sólo una pequeña proporción, y es la fracción más dinámica y sensible a través del tiempo. Además está fuertemente vinculada a la productividad y a la fertilidad del suelo debido a su capacidad para suministrar nutrientes tales como N, P, S y micronutrientes (Biederbeck et al. 1994; Stevenson & Cole 1999).

Al igual que ocurría con la materia orgánica, el tratamiento con lodo hace que el suelo presente un mayor contenido en carbono lábil que las parcelas control y parcelas mineral (Figura 7).

Parámetros	Restricciones			Carácter restrictivo
	Débiles	Moderadas	Fuertes	
Pendiente local (%)	< 8	8 - 15	> 15	Pendiente excesiva
Inundación	Nula	Rara	Usual	Contaminación de aguas superficiales
Profundidad enraizamiento (cm) (1)	< 80	30 - 80	> 30	Poca profundidad útil
Profundidad hasta el nivel freático (cm), en el momento de la aplicación Clase de drenaje	> 90	45 – 90 Escasamente drenado	< 45 Muy escas. drenado	Humedad / encharcamiento
Pedregosidad superficial (% fracción > 75 cm)	< 15	15 - 35	> 35	Problemas de incorporación del producto en el suelo
Elementos gruesos (% fracción > 2 mm) (0 a 25 cm)	< 30	30 - 60	> 60	Exceso de elementos gruesos
Conductividad hidraúlica (cm/h) (0 a 50 cm)	5 - 15	0,5 - 5	< 0,5 > 15	Percolación lenta o demasiado rápida
pH en el agua (horizonte superficial) (0 a 25 cm)	6,5 - 9,0	5,0 - 6,5 > 9,0	< 5,0	Acidez excesiva Alcalinidad
Salinidad (dS/m del EPS) (0 a 75 cm)	< 4 (< 0,3 a rel. 1:5)	4 - 8	> 8	Exceso de sal
Relación de adsorción de sodio (SAR) (0 a 75 cm)	< 6	6 - 12	> 12	Exceso de sodio Infiltración
Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) (cmol/kg) (0 a 25 cm)	> 15	5 - 15	< 5	Baja capacidad de adsorción de cationes
Capacidad de retención de agua disponible (CRAD) (m^3/ha) (0 a 25 cm)	> 250	125 - 250	< 125	Poca retención de agua
Fósforo asimilable (P) (mét. Olsen) (0 a 25 cm)	< 40 mg/kg	40 - 80 mg/kg	> 80 mg/kg	Exceso de fósforo
Metales pesados (0 a 25 cm)			> límites legales	Ver R.D.1310/1990

(1) *Hasta un contacto lítico o paralítico, horizonte petrocálcico, material esquelético u otro tipo material limitante para el enraizamiento.*

Tabla 3.- Valores de los parámetros considerados como indicadores de restricciones en el caso de residuos orgánicos de origen agro-industrial y lodos de depuradora de aguas residuales

También el N total, fundamentalmente orgánico, presenta mayores contenidos en las parcelas abonadas con lodo (Figura 8). En general, se puede decir que en las parcelas abonadas con lodo se produjo un enriquecimiento en materia orgánica, carbono lábil y nitrógeno total en el suelo.

Efectos en suelo: poder encalante

Después de varios años de ensayo en praderas, se observó que las parcelas abonadas con lodos de industria láctea mostraron valores de pH significativamente más altos que en las parcelas abonadas con fertilizantes minerales y con respecto a las parcelas control sin abonar. La aplicación de estos lodos determinó de forma consistente durante diferentes años de estudio, contenidos de Ca cambiable en suelo más altos y porcentajes de saturación en Al más bajos (Figura 9), lo que demuestra su claro poder encalante.

Efectos en suelo: disponibilidad de P

En general, el tratamiento que mantuvo niveles más elevados de fósforo, y significativamente diferentes en la mayor parte del tiempo a las parcelas control, fue el lodo (Cascallana 1999; Bande-Castro 2000; Míguelez 2001) (Figura 10).

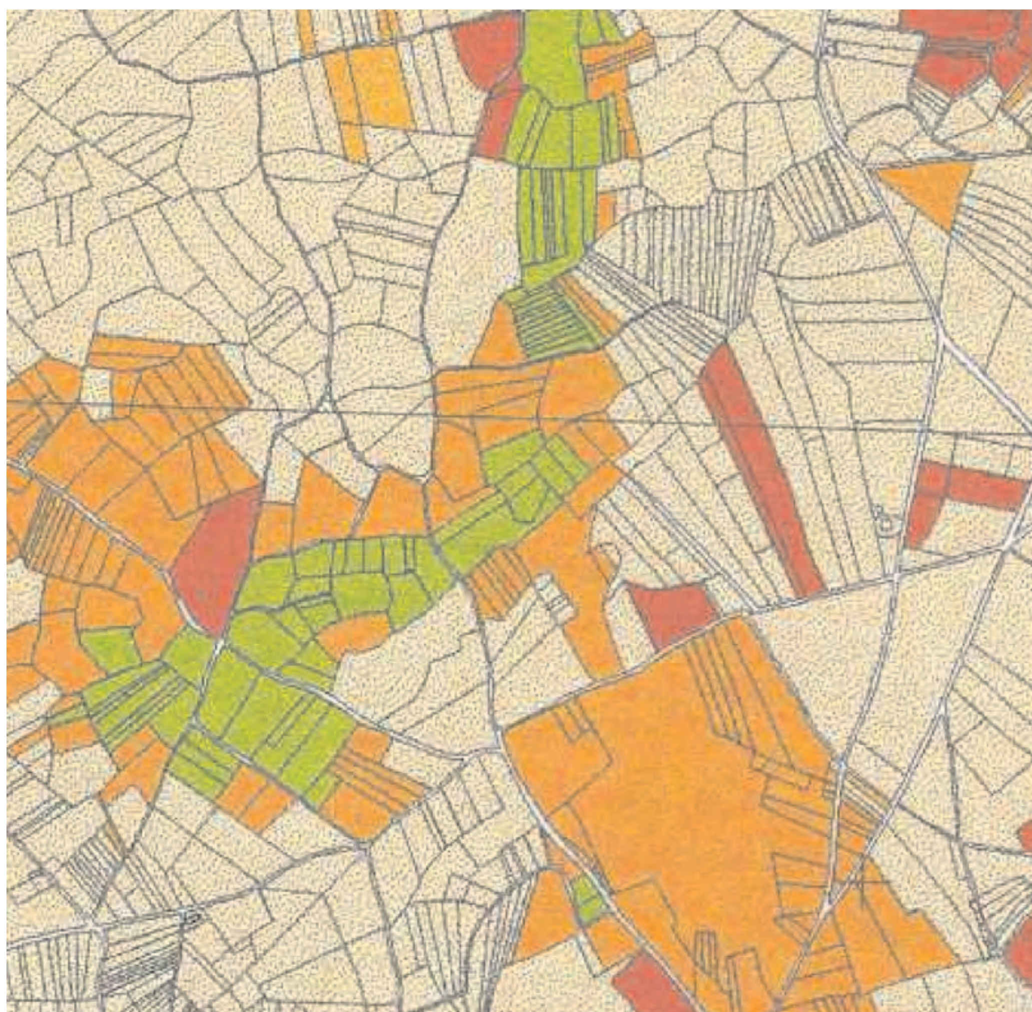




Figura 3.- Ejemplo de un mapa de aptitud de suelos (nivel de restricción a la aplicación de lodos) sobre parcelario catastral en el municipio de Vilalba-Lugo (Bello 2003)

En suelos con elevada retención de fósforo, como es este caso, la reducción de la acidez al aportar lodos resulta beneficiosa, al disminuir la capacidad de retención y facilitar que el fósforo sea más asimilable.

Efectos sobre la producción

Por su riqueza en NPK, los lodos de lechería resultan interesantes para su utilización como fertilizante orgánico en los sistemas de producción de forrajes. En la fertilización de praderas, el P y el K se aplican en el abonado de fondo para facilitar el establecimiento de las especies sembradas, realizándose abonados de mantenimiento anuales. Sin embargo, el N, con una alta movilidad en el suelo, se incorpora de forma fraccionada a lo largo del año, aportándose también alguna cantidad en el abonado de fondo. Los lodos de industria láctea son potencialmente utilizables en el abonado de fondo, permitiendo altas producciones de forraje en primavera (Figura 11); ya que se trata de un abono orgánico, se puede aportar la dosis anual de N en una sola aplicación, que se irá liberando gradualmente.

Es también un material que se puede utilizar en el abonado de mantenimiento, sobre todo para aportar N al cultivo forrajero. En un ensayo de producción de una pradera de raigrás inglés y trébol blanco, comparando el abonado mineral convencional con la aplicación de lodos de industria láctea durante tres años, se pudo comprobar como el lodo suministraba eficazmente N al cultivo, originando producciones similares o superiores a las del abonado mineral. Este efecto se potencia especialmente cuando el lodo se suplementa con K para compensar la deficiencia de este elemento en el lodo. Estas buenas producciones se consiguieron con dosis que variaron entre 80 y 160 m^3 por hectárea y año.

En las zonas de praderas del noroeste español, la producción de forraje en verano se ve limitada por períodos de sequía, especialmente entre julio y septiembre. La aplicación del lodo para aportar N tras cortes de silo en primavera puede favorecer la producción en verano por el suministro de agua. En un ensayo de campo donde se aplicaron distintas dosis de lodo, tras un corte de silo realizado a principios de junio, se obtuvo, mes y medio después, una producción de forraje, en el rebrote, de 4000 kg de materia seca por ha. Estos valores se obtuvieron con dosis de tan solo 80 m^3/ha (esta dosis supone aportar 64 m^3/ha de agua) (López-Mosquera et al. 2001). La cantidad significativa de agua junto con los nutrientes minerales que aporta el lodo, justificaron claramente las buenas producciones encontradas en el rebrote.

Los resultados de producción sugieren que el uso de los lodos procedentes de la depuración de las aguas residuales de industria láctea como fertilizante, es una buena alternativa a la fertilización mineral convencional para la producción de forraje de praderas, especialmente en años secos y en suelos con problemas de retención de fósforo.

Efectos sobre la composición botánica

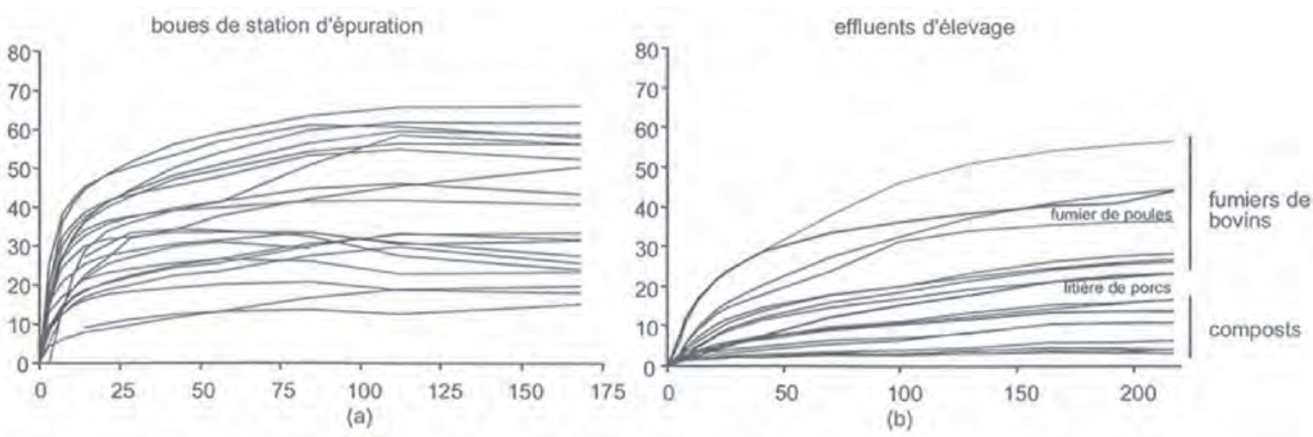
A los efectos sobre la producción, se suman los efectos beneficiosos de la aplicación de lodos sobre la proporción de trébol en las praderas cuando se utilizan dosis adecuadas. La aplicación de dosis altas de lodo (más de 160 m^3/ha) origina un alto aporte de N al suelo que beneficia particularmente al crecimiento y a la competitividad de las gramíneas de las praderas frente al trébol, mientras que dosis intermedias (80-160 m^3/ha) determinan una mejor proporción gramínea-leguminosa, con porcentajes de trébol del 20% en la composición botánica del forraje (López-Mosquera et al 2001) (Figura 12). Este efecto se ve potenciado especialmente cuando el lodo se suplementa con potasio, el cual favorece el crecimiento del trébol (Frame & Newbould 1984).

Efectos sobre las comunidades de macroinvertebrados en suelo

El desarrollo sostenible de un agroecosistema comienza por considerar y valorar todos los elementos que lo forman, aprovechando la fertilidad biológica del suelo y optimizando la fertilización externa, con el fin de conseguir un sistema equilibrado que mantenga esa estabilidad a largo plazo. Cuando se plantea el uso de lodos como fertilizantes en sistemas agrícolas, se presta bastante atención a su capacidad fertilizante y a su impacto sobre las propiedades físicas y químicas del suelo, pero muy poca a sus efectos sobre la biología del medio edáfico. Sin embargo, el reciclado de lodos industriales en agricultura puede tener un impacto significativo en la actividad biológica del suelo. La materia orgánica de los lodos es fuente de energía para distintas poblaciones de organismos, que a su vez influyen en la síntesis y descomposición de sustancias húmicas, en la disponibilidad de nutrientes y en otros procesos físicos y

	N	P_2O_5	K_2O
Necesidades del cultivo (kg ha^{-1})	225	80	250
Aportes de un bdo (kg t^{-1})	2,6	1,4	0,4
Dosis que cubre las necesidades (t ha^{-1})	85	57	625
Dosis elegida (t ha^{-1})		57	
Aporte con la dosis de 57 t ha^{-1} (kg ha^{-1})	**148**	**80**	**22,8**
Fertilización complementaria (kg ha^{-1})	*80*	*0*	*230*

Tabla 4.- Cálculo de dosis



Figuras 4 y 5-. Ejemplo de curvas de mineralización obtenidas por Nicolardot et al. (2003) para estiércol de bovino, gallinaza, cerdos y compost

	N	P_2O_5	K_2O
Necesidades del cultivo (kg ha^{-1})	225	80	250
Aportes del lodo (kg t^{-1})	2,6	1,4	0,4
Coeficientes de biodisponibilidad (%)	60	75	100
Aporte eficaz (kg t^{-1})	1,56	1,05	0,4
Dosis cubriendo las necesidades (t ha^{-1})	144	76	625
Dosis elegida (t ha^{-1})		76	
Aporte según la dosis de 76 t ha^{-1} (kg ha^{-1})	**119**	**80**	**22,8**
Fertilización complementaria en kg/ha	*106*	*0*	*230*

Tabla 5.- Cálculo de dosis teniendo en cuenta coeficientes de biodisponibilidad

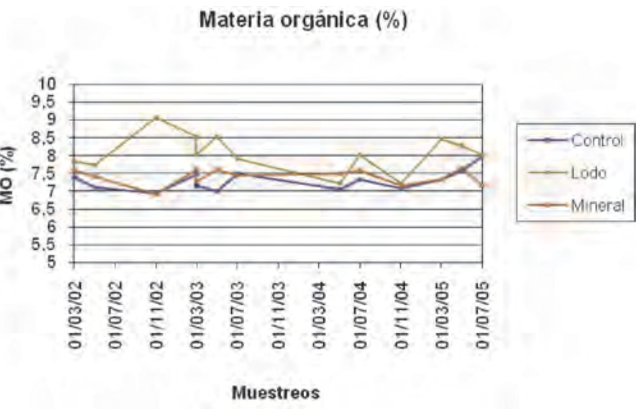


Figura 6.- Evolución del nivel de materia orgánica de un suelo abonado con lodo de industria láctea

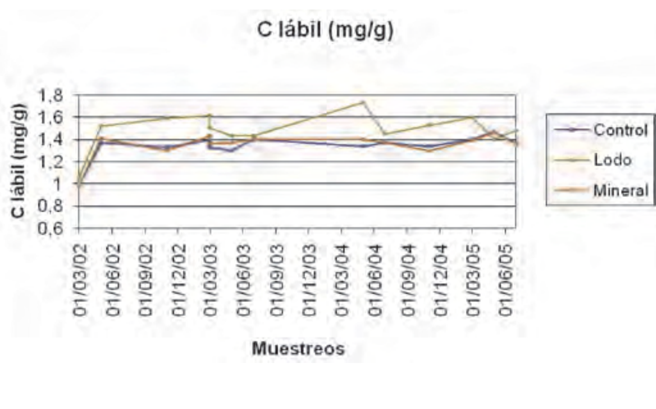
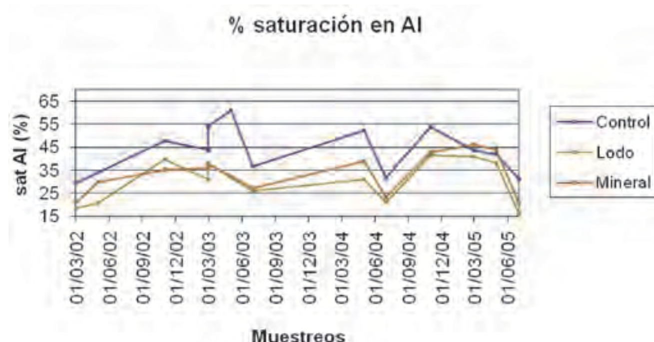


Figura 7.- Evolución del nivel de C lábil de un suelo abonado con lodo de industria láctea



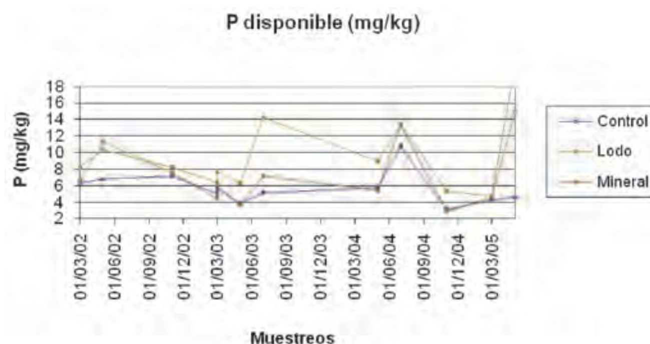


Figura 8.- Evolución del N total de un suelo abonado con lodo de industria láctea

Figura 9.- Evolución del porcentaje de saturación de aluminio de un suelo abonado con lodo de industria láctea

químicos en el suelo (Clapp et al. 1986). En el caso de lodos de industria láctea, apenas se han realizado hasta la fecha estudios sobre su impacto en la biología del suelo.

Aunque es conveniente evaluar distintas características del suelo (Doran & Parkin 1994), el estudio de la diversidad de invertebrados es una herramienta básica para entender los cambios ambientales debido a diferentes prácticas agrícolas (Linden et al. 1994; Curry 1994).

En los estudios realizados en Villalba entre los años 2003 y 2005, se comparó la respuesta de la fauna invertebrada del suelo a diferentes enmiendas orgánicas y mineral. En términos generales, el lodo procedente e depuradora de industria láctea presenta índices de riqueza para los invertebrados edáficos similares a otros fertilizantes orgánicos (estiércol de pollo deshidratado y purín de vacuno) frente a la fertilización mineral (Carral et al. 2004) (Figura 13).

En el caso concreto de los moluscos, es el tratamiento de los lodos el que mejor respuesta produce en los índices de diversidad de dicho taxón (Rodríguez et al. 2007) (Figura 14). Esta respuesta está relacionada con el mayor aporte de N de los lodos y su menor relación C/N.

Por lo tanto podemos concluir, que en los ensayos realizados hasta el momento, la aplicación de lodos de láctea como fertilizante en terrenos agrícolas no presenta un impacto negativo sobre las comunidades de macro invertebrados del suelo, siendo su efecto en los mismos, similar a la obtenida en la aplicación de purines de vacuno y estiércol de pollo deshidratado, y superior (mayor diversidad taxonómica) frente a la fertilización mineral.

Efectos en la micorrización arbuscular

Entre los microorganismos útiles que pueden verse afectados por la utilización de los lodos de depuradora láctea en los sistemas de producción de forrajes están los hongos formadores de micorrizas arbusculares, una asociación simbiótica entre glomeromicetos del orden Glomerales y las raíces de las plantas que tiene un papel importante en la nutrición mineral y la tolerancia a estrés biótico y abiótico de las plantas y en la producción de forraje. Esta simbiosis favorece el crecimiento del cultivo y la nutrición de P y otros elementos minerales.

Aunque la mayoría de las especies de gramíneas y leguminosas forma micorrizas arbusculares, en praderas son los tréboles los que más se benefician de la simbiosis, ya que son plantas que requieren P no sólo para su propio crecimiento sino también para la formación y desarrollo de los nódulos en los que se establece *Rhizobium* y para la fijación en ellos de N.

Diversas prácticas agrícolas, y en particular la aplicación de fertilizantes, pueden tener efectos negativos en la supervivencia y proliferación de las poblaciones fúngicas micorrícicas del suelo, y en su capacidad para formar simbiosis con las raíces de las plantas cultivadas. En ensayos de campo en los que se aplicaron distintas dosis de lodos de industria láctea como fertilizantes en praderas de raigrás ingles y trébol blanco, se constató una reducción en

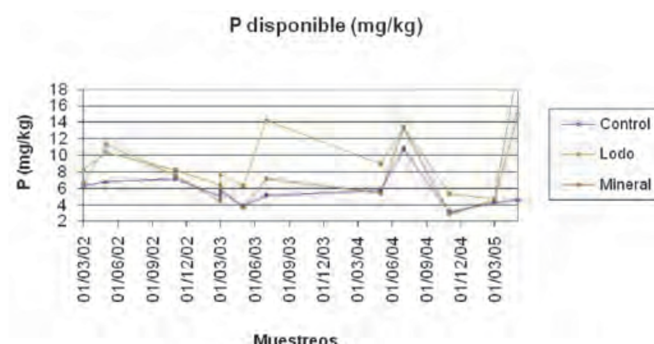


Figura 10.- Evolución del P disponible en un suelo abonado con lodo de industria láctea

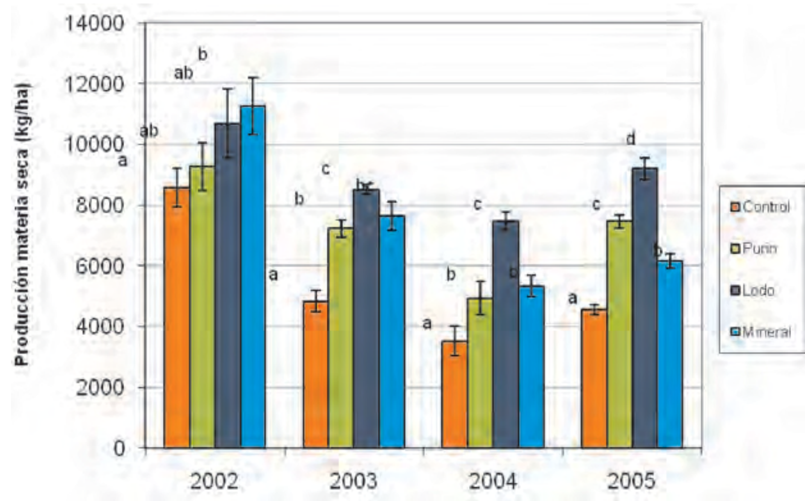


Figura 11.- Producción de materia seca de una pradera abonada con lodos de industria láctea en comparación con otro tipo de fertilización en Villalba (Lugo)

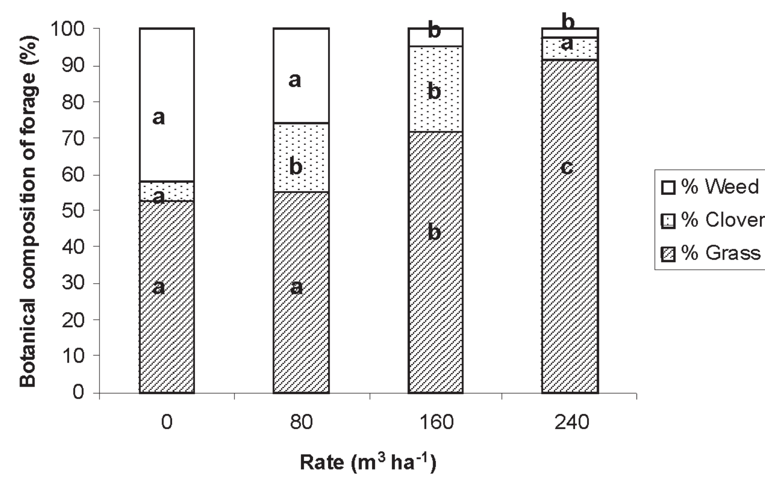


Figura 12.- Variación de la composición botánica en una pradera abonada con dosis crecientes de lodo de industria láctea

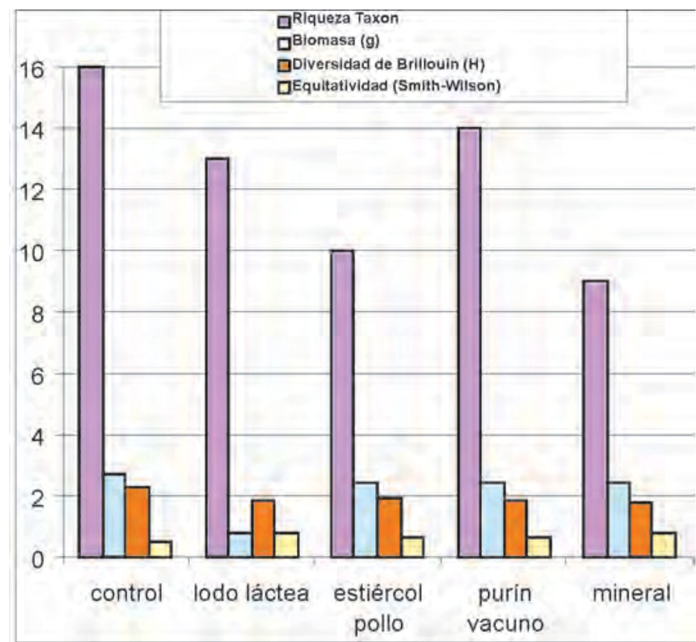


Figura 13.- Parámetros de la comunidad de invertebrados del suelo para diferentes tipos de fertilización

la colonización de las raíces de ambas especies por hongos micorrícicos (respecto al control) 5 meses después de la aplicación de todas las dosis de lodo (Figura 15), debido probablemente a un aumento en la concentración de P en la planta, que varió entre un 0,26% en el forraje cortado en las parcelas control y un 0,32, 0,37 y 0,42% en las parcelas que recibieron 80, 160 y 240 m^3/ha^{-1} de lodo, respectivamente. Sin embargo, aún con la dosis más alta (240 m^3/ha), un 50% de la longitud del sistema radicular tanto del raigrás como del trébol fue colonizada por los hongos micorrícicos, sugiriendo que la utilización de lodos de industria láctea como fertilizantes en pradera hasta dosis de 240 m^3/ha^{-1} no supone un impacto negativo en la formación de la simbiosis a corto plazo.

Evaluación de riesgos

El objetivo de la aplicación de cualquier subproducto orgánico en sistemas agrícolas y forestales es reciclar la materia orgánica y elementos nutritivos, siempre y cuando se asegure la calidad del recurso suelo, se evite la transferencia de contaminantes a otros medios y se preserve la cadena alimentaria y la salud. En este sentido, los principales riesgos asociados al empleo de lodos de industria láctea se pueden relacionar con el aporte de metales pesados y con el aumento de salinidad en el suelo.

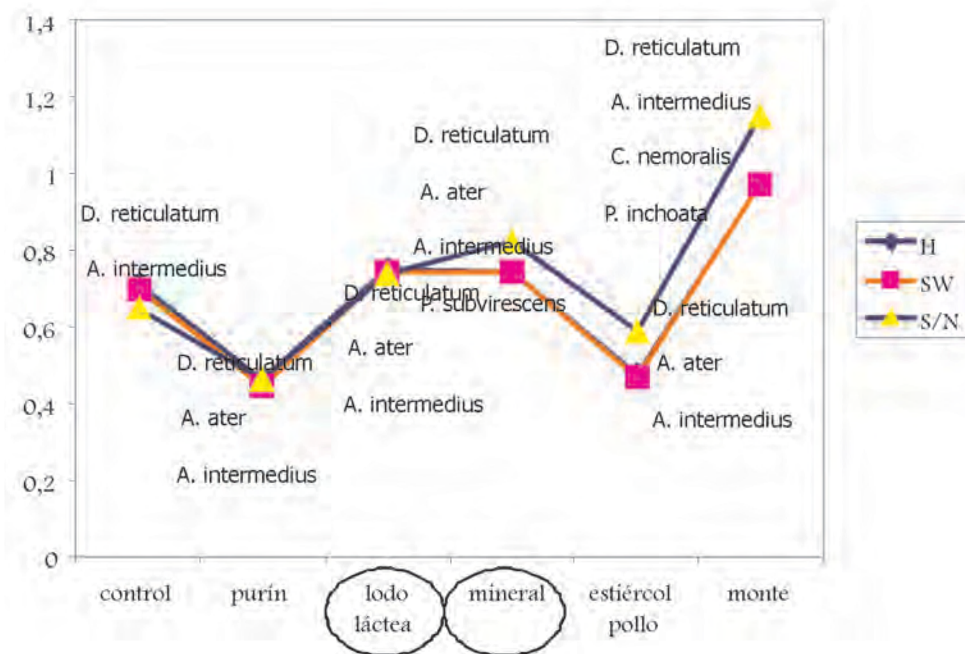


Figura 14.- Valores de los índices de diversidad y especies de moluscos presentes para diferentes fertilizaciones. H: índice de Shannon. SW. Equitatividad (Smith-Wilson). S/N: Índice de diversidad de Margalef

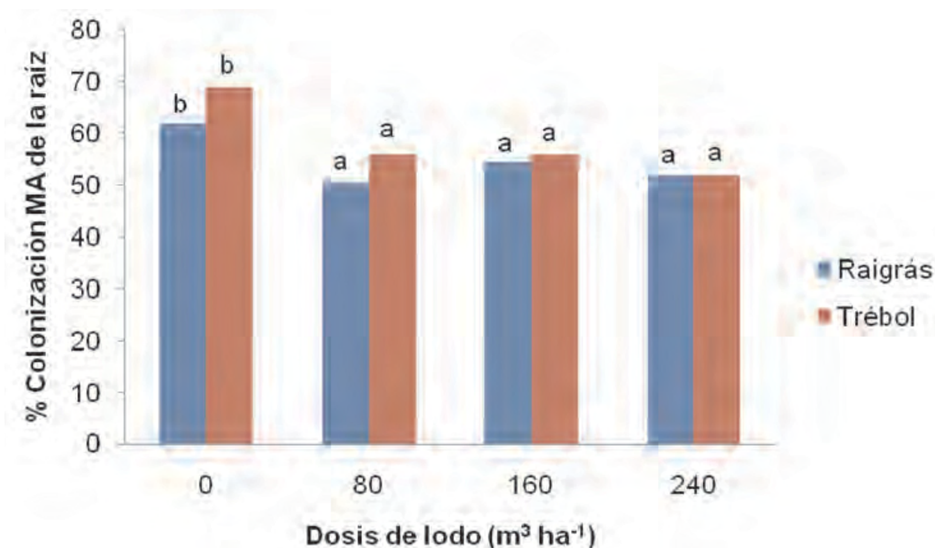


Figura 15.- Porcentaje de longitud de raíz colonizada por hongos micorrícicos (MA) en raigrás inglés y trébol blanco en parcelas control y fertilizadas con lodos de depuradora láctea 5 meses y medio después de la aplicación de los lodos. Tanto para el raigrás como para el trébol, los valores representados por barras que tienen la misma letra no son diferentes significativamente para P>0,05

Metales pesados

El nivel de metales pesados en este tipo de lodos es bajo, pero no puede descartarse que su utilización continuada durante largos periodos de tiempo, en la misma parcela, pueda llevar a un aumento de estos elementos. Los metales pesados son muy estables en el suelo, ya que no tienen vías importantes de pérdida o eliminación. Por tanto, pequeños aportes reiterados en el tiempo podrían tener un efecto tan negativo como el de aplicaciones esporádicas de cantidades importantes.

En un ensayo de campo en el que se analizaron periódicamente durante tres años el suelo y el forraje en parcelas que recibían 80 m^3/ha anuales de lodo y parcelas con abonado mineral convencional, pudo comprobarse que los niveles de metales pesados de las parcelas que recibieron lodos eran similares a los de las de fertilización mineral, y estaban muy por debajo de los límites permitidos por la legislación (RD 1310/1990). Tampoco se detectó acumulación de metales en el suelo tras los tres años de ensayo. En correspondencia con estos efectos en suelo, la concentración de metales en planta no mostró diferencias entre parcelas abonadas con lodo y con fertilización mineral, ni con el control no fertilizado, estando muy por debajo de los niveles de fitotoxicidad descritos por Kabata-Pendias & Pendias (1992).

Aunque los resultados de este ensayo de corta duración no pueden ser extrapolados para estimar tendencias a largo plazo, es posible hacer una estimación de los efectos partiendo de una serie de consideraciones:

Los niveles de metales pesados totales iniciales en el suelo son los que poseen las parcelas control.

Se realiza una aplicación anual de lodo de 80 m^3/ha.

Los posibles metales pesados aplicados con el lodo se concentran en los primeros 15 cm del suelo.

No se produce una exportación significativa de metales en el forraje, ya que no hubo diferencias entre parcelas control y aquellas en las que se aplicaron lodos.

El límite máximo de metales pesados en suelo es el exigido por la legislación española, que coincide con la europea (RD 1310/1990).

En la Tabla 6 se presentan los resultados de una estimación realizada sobre la acumulación potencial de metales pesados en el tiempo. El zinc sería el metal más limitante para la aplicación del lodo de lácteas a largo plazo, a pesar de que para alcanzar el límite máximo de este elemento en el suelo sería necesario aplicar ininterrumpidamente el lodo durante 281 años. El níquel sería el segundo metal limitante, seguido del Cu, Cd, Pb y por último el Cr, para el que se podría aportar lodo a la dosis de 80 m^3/ha por año durante 5028 años sin que se se superase el límite establecido por la legislación. Por tanto, aún suponiendo la situación más desfavorable de acumulación de los metales pesados aportados por estos lodos, su aplicación como fertilizante en suelos de pradera es viable a largo plazo.

Salinidad

El alto contenido de Na de los lodos de depuradora láctea y su conductividad eléctrica sugieren que la aplicación continuada de estos subproductos en el suelo podría generar problemas de acumulación de sales en el propio suelo y afectar a la nutrición y crecimiento del cultivo. Estos efectos fueron estudiados en un ensayo de campo en el que se hizo un seguimiento de la conductividad eléctrica y de los niveles de cationes y aniones solubles en parcelas fertilizadas con 80 m^3/ha de lodos, con fertilización mineral y parcelas control durante ocho meses. Las parcelas mantenían praderas de raigrás inglés-trébol blanco bajo un clima templado-húmedo. A pesar del carácter salino del lodo, no se produjeron incrementos de la salinidad a nivel superficial que llegasen a ser preocupantes para las propiedades físicas del suelo o para el cultivo (López-Mosquera et al. 2000). A esto contribuyeron sin duda las buenas condiciones de humedad de la zona del cultivo. Sin embargo, cuando se utilicen estos lodos en suelos con drenaje deficiente o en condiciones de escasa pluviometría, es recomendable hacer un seguimiento del contenido de sales en el suelo.

Conclusiones

Los lodos procedentes de la depuración de las aguas residuales de la industria láctea se convierten en un recurso valioso para la fertilización de praderas en climas húmedos por su riqueza en materia orgánica y nutrientes fácilmente disponibles. Para la producción de forrajes, la aplicación de estos lodos es competitiva con la fertilización mineral convencional y con el abonado con purines. El riesgo de

Metal	Contenido lodo g m^{-3}	Incremento metal suelo g t^{-1} $año^{-1}$	Valor inicial Suelo mg kg^{-1}	Límite U.E. mg kg^{-1}	Máximos años de aplicación
Cr	0,3	0,0114	42,56	100	5028
Ni	0,45	0,0161	20,17	300	610
Cu	1,10	0,0421	20,18	50	709
Zn	9,75	0,3718	45,50	150	281
Cd	0,02	0,0008	0,01	1	1293
Pb	0,42	0,0162	22,25	50	1711

Tabla 6.- Contenido inicial e incrementos de metales en suelo tras la aplicación del lodo

acumulación de metales pesados en suelo y planta es muy bajo y el riesgo de incremento de sales es despreciable, cuando se utiliza en zonas lluviosas como Galicia.

Estos lodos no modifican negativamente la diversidad de invertebrados del suelo, siendo normalmente superior a la existente en parcelas fertilizadas con abonos inorgánicos u otros abonos orgánicos (purín de vacuno).

Además de valorizar un residuo y convertirlo en recurso, su empleo supone un ahorro en fertilizantes químicos y la formación de un ciclo cerrado de producción: el forraje de las praderas fertilizadas con el lodo es consumido por el ganado vacuno de leche de la zona, y la leche producida es envasada por la empresa que genera los lodos. Por ello, desde un punto de vista medioambiental y de desarrollo sostenible, el reciclado de los lodos en sistemas forrajeros se muestra como la vía más adecuada de eliminación.

Bibliografía

Alexander, M. (1967). Introduction to Soil Microbiology. John Wiley. New York.

Bahri, A. & Houmane, B. (1987). Effect de l´épandage des eaux usées traitées et des boues residuaires sur les caracteristiques d´un sol sableux de Tunisie. Science du Sol. 25, 4: 267-278.

Bande-Castro, M.J. (2000). Niveles de metales pesados en suelo y planta después de la aplicación de lodos de depuradora de industria láctea. Proyecto Fin de Carrera Universidad de Santiago de Compostela.

Bello, M. (2003). Gestión agronómica de los lodos de la depuradora de la empresa Lactalis S.A. en Villaba (Lugo). Proyecto Fin de Carrera Universidad Santiago de Compostela.

Biederbeck, V.O., Janzen, H.H., Campbell, C.A. & Zentner, R.P. (1994). Labile soil organic matter as influenced by cropping practices in an arid environment. Soil. Biol. Biochem. 26: 1647-1656.

BOE (1990). Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. BOE (Boletín Oficial del Estado), nº 262, 1/11/1990. Madrid, España.

Britz, T.J., van Schalkwyk, C. & Hung, Y.T. (2006). Tratamiento de aguas residuales del procesado de productos lácteos. En: L.K. Wang et al. (Eds). Tratamiento de los residuos de la industria del Procesado de alimentos. Ed. Acribia, S.A. Zaragoza, 1-36.

Buson, Ch. (2006). Le traitement agronomique des effluentes et des boues d´épuration. Processus d´épuration par le sol. En: Moletta, R. (Ed.). Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agroalimentaires. 2ª édition. Collection Sciences & Techniques Agroalimentaires. Lavoisier, Paris. 291-329.

Carral, E., Moreira, M., Rodríguez, M.T., Sáinz, M.J. & López Mosquera, M.E. (2004). Grassland related epiedaphic fauna as possible ecological indicator for environmental evaluation of different types of organic and mineral fertilizers application. XIV International colloquium on soil zoology and ecology. Rouen.

Cascallana, V. (1999). Efecto fertilizante de lodos de depuradora procedentes de industrias lácteas. Proyecto Fin de Carrera Universidad Santiago de Compostela.

Clapp, C.E., Stark, S.A., Clay, D.E. & Larson, W.E. (1986). The Role of Organic Matter in Modern Agriculture. En: Chen, Y. & Avnimelech, Y. (Ed.). Martinus Nijhoff. Dordrecht (The Netherlands).

Curry J.P. (1994). Grassland invertebrates. Ecology, influence on soil fertility and effects on plant grown. Chapman & Hall. London.

Danés Ribalta, R. & Boixadera Llobet, J. (2001). Aspectos generales a considerar en la planificación y gestión de la aplicación de residuos orgánicos al suelo. En: Boixadera, J. & Teira, M.R. (Eds.). Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Universitat de Lleida. 79-104.

DOGA (1998). Decreto 154/1998, de 28 de mayo, por el que se publica el catálogo de residuos de Galicia. DOG (Diario Oficial de Galicia), nº 107, 5/6/08. Galicia, España.

Doedens, H. (1984). Dairy sludge. Proceedings of an International Dairy Federation Seminar on Dairy Effluents at Killarney (Ireland). International Dairy Federation Bulletin 184. Brussels.

Doran, J.W. & Parkin, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. En: J.W. Doran et al. (Eds.). Defining soil quality for a sustainable environment. Soil. Sci. Soc.Am. Spec. Publ. 35 ASA and SSSA, Madison, WI. 3-21.

Frame, J. & Newbould, P. (1984). Herbage production grass/white clovers swards. Occasional Symposium British Grassland Society. 16: 15-35.

Gras, R. & Morisot, A. (1974). Les déchets solides des industries agricoles et alimentaires. Annales Agronomie. 25, 2-3: 231-242.

Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. (1992). Trace Elements in Soils and Plants, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton.

Linden D.R., Hendrix P.F., Coleman D.C. & Petra C.J. (1994). Faunal Indicators of Soil Quality. En: J.W. Doran et al. (Eds.). Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. 35. ASA and SSSA, Madison, WI. 91-106.

López-Mosquera, M.E., Bande, M.J. & Seoane, S. (2000). Evaluación del efecto salino en un suelo fertilizado con lodos de industria láctea. Revista de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. 7: 73-83.

López-Mosquera, M.E., Alonso, X.A. & Sainz, M.J. (2001). Short-term effects of soil amendment with dairy sludge on yield, botanical composition, mineral nutrition and arbuscular mycorrhization in a mixed sward. Pastos. 29, 2: 231-243.

López-Mosquera, M.E., Saínz Osés, M.J. & Carral, E. (2005). Evaluation of dairy sludge as a grassland fertilizer in Galicia (NW Spain). En: CROPS. Growth, Quality & Biotechnology. Currents status and future prospects. WFL Publisher. Helsinki, Finland. 26-37.

MARM (2009). Anuario de Estadística. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino 2008. Subsecretaría Secretaría General Técnica. Subdirección General de Estadística, Madrid, España.

Miguelez, N. (2001). Estimación del plazo mínimo de seguridad de pastoreo en una pradera tras la aplicación de lodos de depuradora. Proyecto Fin de Carrera Universidad Santiago de Compostela.

Nicolardot, B., Parnadeuau, V., Générmont, S., Morvan, T., Hénault, C., Flura, D., Robert, P., Marcovecchio, F., Linères, M., & Morel, C. (2003). Disponibilité en azote des effluents urbains, agro-industieles et issus d´élevages. Les dossiers de l´Environnement de l´INRA. 25: 15-26.

Nogales, R. (2001). Residuos agroindustriales. Actas del I Encuentro Internacional sobre Gestión de Residuos Orgánicos en el Ámbito Rural Mediterráneo, Pamplona, España. 297-307.

Piñeiro, J. & Pérez, M. (1977). Pratenses en Galicia. Agricultura. 46: 544-551.

Rodríguez, T., Moreira, M., López Mosquera, M.E. & Carral, E. (2007). Soil mollusc response to different fertilized strategies for grass production in Galiza (NW Spain). World Congress of Malacology. Antwerp. Belgium.

Stevenson, F.J., & Cole, M.A. (1999). Cycles of soil. Second Edition. John Wiley & Sons, London.

19 El compostaje en el ámbito rural: de la gestión de residuos al aprovechamiento de recursos

M.T. Barral

Introducción

En el espacio rural se producen importantes cantidades de residuos biodegradables, que provienen, por una parte, de los residuos domésticos, constituidos aproximadamente por un 50% de residuos fermentables, tales como residuos de preparación de alimentos, restos de comidas, papel alimentario, restos de plantas de casa o jardín; y por otra parte, de los residuos agrícolas y ganaderos, compuestos mayoritariamente por materia orgánica, y que constituyen la principal fuente de residuos biodegradables a nivel europeo. Estos residuos biodegradables pueden ser tratados mediante compostaje o biometanización. Por la naturaleza dispersa del asentamiento rural, cabe pensar que una solución local al problema de estos residuos orgánicos, mediante instalaciones de compostaje individuales o comunitarias, sería la más interesante desde el punto de vista económico y ambiental, reduciendo los costes que conllevaría su transporte a grandes instalaciones centralizadas. En este trabajo se analizan las tecnologías disponibles para el tratamiento biológico de los residuos biodegradables y los aspectos más importantes relativos a la aplicación del compost, en el marco de la política europea de gestión de residuos y conservación del suelo.

El compostaje: una tecnología de tratamiento de los residuos biodegradables

El compostaje es un proceso aerobio de descomposición biológica de la materia orgánica (MO) contenida en los residuos, que tiene por objeto su transformación en un producto orgánico estabilizado, denominado compost, que puede ser usado como enmienda de suelos, como sustrato de plantas y como fertilizante. El compost puede ser descrito como *materia orgánica que ha sido estabilizada hasta transformarse en un producto parecido a las sustancias húmicas del suelo, que está libre de patógenos y de semillas de malas hierbas, que no atrae insectos ni otros vectores de enfermedad, que puede ser manejada y almacenada sin ocasionar molestias y que es beneficiosa para el suelo y el crecimiento de las plantas* (Haug 1993).

Los objetivos generales del compostaje son: a) reducir el volumen original de los residuos; las pérdidas de MO pueden alcanzar el 30%, afectan principalmente a sustancias ricas en C y son más acusadas en la primera fase de fermentación; b) transformar la MO biodegradable en un producto biológicamente estable (compost), que puede ser usado como enmienda de suelos y como sustrato de plantas; c) retener el máximo contenido de nutrientes (N, P, K), y d) destruir patógenos, huevos de insectos, semillas de malas hierbas, etc.

Estrictamente hablando, el compostaje es un proceso aerobio, pues los microorganismos responsables de la transformación de la MO necesitan oxígeno para su actividad metabólica. Sin embargo, es posible también realizar un tratamiento biológico anaerobio de la MO; en este proceso, denominado biometanización, se genera un biogás, constituido mayoritariamente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), que puede ser utilizado para obtención de energía, y por otra parte, se obtiene un lodo o digestato, que puede ser sometido a un posterior tratamiento aeróbico que conduce a la obtención de compost. El compostaje anaerobio es un sistema productor neto de energía y contribuye a disminuir los gases de efecto invernadero (si el biogás se usa en sustitución de

Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Facultade de Farmacia. Universidade de Santiago de Compostela
E-mail: mteresa.barral@usc.es, Tfno: 981 563100, Fax: 981 594912

combustibles fósiles), pero no consigue la estabilización total de la MO del residuo tratado. El compostaje aerobio es adecuado para conseguir la estabilización de la MO, pero es un consumidor neto de energía y produce más gases de efecto invernadero durante el proceso. La integración de los dos procesos permite configurar un tratamiento que presenta las ventajas propias de cada uno (Flotats 2002). Puesto que en los dos procesos, aerobio y anaerobio, se puede obtener compost como producto final, podríamos hablar de un compostaje *sensu lato*, que abarcaría ambos tipos de tratamiento biológico.

Tecnologías de compostaje: desde una actividad doméstica hasta el compostaje industrial

El compostaje es un proceso que se produce espontáneamente en la naturaleza, por acción de microorganismos: hongos, bacterias y actinomicetos- existentes en los propios residuos. Una de las características más sobresalientes del proceso es que puede ser llevado a cabo a distintas escalas, desde el compostaje doméstico (autocompostaje) al compostaje industrial. Los requerimientos tecnológicos del compostaje doméstico son escasos; sin embargo, para que el compostaje sea aplicable a nivel industrial, éste debe ser rápido, tener bajo consumo de energía, garantizar la calidad del producto final, la higiene de producción, etc. Estos requisitos hacen imprescindible una mayor tecnología que, aún así, debe mantenerse en lo mínimo requerido para el éxito del proceso. En Galicia podemos encontrar experiencias de compostaje a cualquiera de estas escalas, desde el tratamiento aerobio industrial de fracción orgánica de RSU con recogida selectiva de la Mancomunidade de Concellos de O Barbanza, en Lousame (A Coruña) (Fig. 1), o la planta de biometanización de Nostián, que trata los residuos de A Coruña y de otros municipios vecinos, a la planta de compostaje de residuos agrarios y lodos de Biocompost Lugo, en Cospeito (Lugo), el compostaje de restos vegetales procedentes de la jardinería municipal de Ourense, diversas iniciativas empresariales para tratamiento de residuos de diversa naturaleza (Compourense, Ecocelta, etc), a las experiencias de autocompostaje (compostaje de fracción orgánica en compostadores individuales), algunas ya muy acreditadas como la de a Illa de Arousa, pionera en este campo, que se han difundido a otros municipios como el de Santiago de Compostela, Caldas de Reis, O Ferrol, O Barco de Valdeorras, Vilasantar, etc. La Universidad de Santiago también está llevando a cabo, de modo experimental, experiencias de compostaje de residuos orgánicos producidos en residencias universitarias de Santiago de Compostela y Lugo. El autocompostaje es de especial interés en el ámbito rural y aplicable en muchos municipios gallegos, con población muy diseminada y donde ya hay tradición agrícola de compostaje. Los costes son mínimos y la calidad del compost obtenido es muy buena; solo se requiere un adiestramiento inicial en la técnica, que puede ser llevado a cabo por personal instruido a tal fin, los conocidos como maestros compostadores.



Figura 1.- Planta de tratamiento de RSU de la Mancomunidade de Concellos de O Barbanza, ubicada en Lousame (A Coruña), en la que se lleva a cabo la clasificación de residuos reciclables y el compostaje de la materia orgánica separada en origen

El éxito del proceso de compostaje radica en una adecuada selección y mezcla de las materias primas, y en proporcionar a los microorganismos unas condiciones idóneas para desarrollar su actividad. Son muy variados los materiales orgánicos que pueden ser compostados; el único requisito es que sean biodegradables, es decir que puedan sufrir descomposición biológica aerobia o anaerobia. Así, materiales residuales tales como la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (RSU), los lodos de digestión del tratamiento anaerobio de RSU, lodos de depuradoras de aguas urbanas o agroindustriales, restos vegetales provenientes de poda, cortezas, residuos de cosechas, estiércoles y purines, residuos de industrias agroalimentarias, etc., pueden ser sometidos a este tratamiento biológico. En cuanto a las características de los materiales que se compostan, es especialmente importante la granulometría de las materias primas y la relación entre el contenido de carbono y de nitrógeno de las mezclas (entre 25 y 35 unidades de C por cada unidad de N) (Tabla 1). En ocasiones, las materias brutas no presentan separadamente las características idóneas, pero pueden combinarse para obtener mezclas adecuadas para el compostaje. En el caso de residuos agrarios, suele ser necesario combinar excretas (importantes fuentes de N) y materiales vegetales (fuentes de C) (Tabla 2). Asimismo, si se desean compostar purines, su elevada humedad hace necesario un tratamiento previo de desecación, o la mezcla con materiales secos y ricos en carbono, como residuos agrícolas y forestales. A su vez, si se quiere compostar restos de podas o cortezas, muy ricos en C, es aconsejable mezclarlos con fuentes nitrogenadas como estiércoles, purines o subproductos de origen animal (Tabla 2) (las excretas de aves y de cerdo son particularmente ricas en N). El estiércol de vacuno y equino, con cama, son por sí mismos materiales adecuados para compostaje, y pueden también mezclarse entre sí para conseguir condiciones óptimas de humedad.

Normalmente los RSU contienen los microorganismos necesarios para su degradación. Si no fuera así, se puede introducir una pequeña cantidad (1-5%) de residuos parcialmente descompuestos, que actúan como inóculo. La naturaleza y número de los microorganismos varían en las diferentes etapas del proceso, siguiendo los cambios que se producen en las materias biodegradables y en la temperatura (Fig. 2). Al comienzo del proceso actúan bacterias mesófilas (rango 20-55°C, valor óptimo 35°C), pero al atacarse el material más biodegradable (hidratos de carbono sencillos y proteínas), el material que se composta se calienta rápidamente. En esta fase de *descomposición*, caracterizada por elevadas temperaturas, las bacterias mesófilas de la fase anterior son reemplazadas por bacterias y hongos termófilos (rango 45-75°C, valor óptimo 55°C), que comienzan a degradar la celulosa y la lignina. La temperatura sube hasta los 70°C, apareciendo poblaciones de actinomicetos y bacterias formadoras de esporas. Las ceras, proteínas y hemicelulosas se degradan rápidamente en esta etapa. Una vez que la MO más fácilmente biodegradable se ha consumido, va decreciendo la actividad microbiana y la temperatura empieza a disminuir. Comienza la fase de *maduración*, durante la cual se producen reacciones secundarias de condensación y polimerización del humus. Por último, en la fase *final*, en la que las temperaturas se aproximan a la temperatura ambiente, los hongos y actinomicetos mesófilos colonizan de nuevo el compost, utilizando como fuente de energía la celulosa y la lignina residuales.

Parámetros importantes que condicionan el éxito del proceso de compostaje

Tamaño de partícula: si bien un tamaño reducido aumenta la velocidad de las reacciones químicas durante el proceso de compostaje, si el residuo es demasiado fino puede haber riesgo de compactación; se considera que el óptimo está entre 1-5 cm.

Material	N (% ps)	C/N	Humedad (%)
Estiércol de bovino	1,7	18	-
Purín de bovino	2,4-3,6	-	88-92
Purín de cerdo	0,15-5,0	20	93-99
Sólidos separados del purín de cerdo	0,35-5,0	-	75-80
Gallinaza	4,7	15	25
Estiércol de caballo	1,4-2,3	22-50	59-79
Estiércol de oveja	1,3-1,9	13-20	60-75
Paja	0,3-1,1	48-150	4-27
Restos de frutas	0,9-2,6	20-49	62-88
Hierba	2,0-6,0	9-25	82
Hierba y otros restos de jardín	2,0	19	15
Hojas (recién caídas)	0,5-1,3	40-80	38
Papel	0,2-0,25	127-178	18-20
Aserrín	0,06-0,8	200-750	19-65
Residuos de madera	0,04-0,23	212-1313	-

Tabla 1.- Características de residuos biodegradables propios de las actividades agrarias y forestales, que son importantes para elaborar mezclas adecuadas para el compostaje

Fuentes de carbono	Fuentes de nitrógeno
Baja humedad	Elevada humedad
Baja densidad aparente	Elevada densidad aparente
Lenta descomposición	Rápida descomposición
Mas bien rígidos	No muy rígidos
Bajo contenido de N	Elevado contenido de N
Ejemplos: Tallos de maíz Aserrín Hojas Virutas de madera	Ejemplos: Estiércol Hierba Restos de alimentos

Tabla 2.- Características comunes de materias primas para compostaje que pueden servir como fuentes de C o de N



Figura 2.- . Variación en las condiciones de temperatura, en las sucesivas etapas del proceso de compostaje

Relación C/N: Durante la fermentación aerobia, los microorganismos consumen de 25 a 35 unidades de C por cada unidad de N, por ello, éste es el intervalo óptimo de la relación C/N en las materias brutas que se someten a compostaje. Valores más altos hacen que la velocidad de descomposición sea más lenta, mientras que valores inferiores pueden ocasionar pérdidas de N (en forma de amoníaco) y malos olores. La relación C/N se puede ajustar mezclando residuos con diferentes relaciones C/N. Durante el curso del compostaje, la relación C/N disminuye, pues aproximadamente el 70% del C se transforma en CO_2 (el resto entra a formar parte del protoplasma celular de los nuevos organismos), mientras que las pérdidas de N, debidas a la volatilización de N_2 y NH_3, son menores (alrededor de un 10%). El valor final de la relación C/N está condicionado por el grado de madurez, pero también por las características de las materias primas, pues si se trata, por ejemplo, de materiales lignocelulósicos, de muy lenta degradación, el valor de C/N permanecerá alto, sin que ello signifique forzosamente falta de madurez.

Temperatura: durante el compostaje, la temperatura varía con la actividad metabólica de los microorganismos, que produce calor. Como se indicó anteriormente, el proceso de compostaje se puede dividir en cuatro etapas: mesófila, termófila, de maduración y de enfriamiento (Fig. 2). Una baja temperatura durante el proceso supone una lenta transformación de los residuos (y ausencia de higienización), pero una alta temperatura (> 66°C), causa la destrucción de la mayor parte de los microorganismos (pasteurización), fenómeno que solo debe permitirse al final del compostaje, para asegurar la eliminación de patógenos. Para evitar un incremento excesivo de la temperatura, se voltea o airea periódicamente la masa de residuos, de modo que, al tiempo que se aporta oxígeno, se consigue una disminución transitoria de la temperatura. Para asegurar la eliminación de microorganismos patógenos y semillas de malas hierbas, los residuos deberían estar expuestos a una temperatura de 55°C, como mínimo, durante al menos dos semanas, o a 65°C, como mínimo, durante al menos una semana (60°C en el caso de compostaje en reactor) (Working Document: Biological treatment of biowaste, CCE 2001).

Humedad: Los organismos necesitan agua para llevar a cabo sus procesos vitales. El contenido óptimo de humedad es de 40-55%. Si el contenido de agua es más bajo se reduce la actividad biológica, mientras que si es más alto, la mayoría de los poros están ocupados por agua, lo que dificulta la aireación; las bacterias aerobias son sustituidas por bacterias anaerobias que llevan a cabo la fermentación anaerobia de la MO, con desprendimiento de olores desagradables.

Aireación (Oxígeno): el contenido de O_2 ha de ser superior al 5%, siendo deseables valores entre 15-20% de O_2. Las necesidades de oxígeno son bajas en la fase mesófila, alcanzan el máximo en la fase termófila y disminuyen de nuevo al final del proceso. La aireación, sin embargo, no debe ser excesiva, puesto que puede hacer disminuir la temperatura y el contenido de humedad hasta el punto de inhibir la actividad microbiológica y detener el proceso de compostaje.

pH: es un índice de la evolución del proceso de compostaje. El pH de los RSU está entre 5-7; en las primeras fases del compostaje, el pH desciende hasta 4-4,5 por efecto de los ácidos orgánicos formados a partir de compuestos carbonados fácilmente descomponibles; luego asciende hasta 8-8,5, debido al efecto alcalinizante del amoníaco, coincidiendo con el máximo de actividad de la fase termófila, y finalmente se estabiliza en un valor entre 7-8.

Sistemas de compostaje aerobio

Se han desarrollado diversas tecnologías de compostaje, que tienen como finalidad optimizar los parámetros del proceso, teniendo en cuenta las características de composición y volumen de los materiales a compostar y la escala de trabajo. El objetivo final es obtener un producto final de suficiente calidad, tanto desde el punto de vista sanitario como por su valor como fertilizante, pero también, cuando se trata de compostaje industrial (principalmente de RSU), conseguir un acortamiento del proceso y una disminución de los requisitos de espacio y energía, compatibles con una calidad suficiente de producto. Atendiendo a diversos criterios, los sistemas de compostaje pueden clasificarse en: a) abiertos / cerrados, según el nivel de aislamiento del exterior; b) estáticos / dinámicos, según

se efectúe o no remoción de los residuos durante el compostaje; c) intensivos / no intensivos, según el grado de intervención en el proceso, con el fin de acelerar el compostaje. La elección del sistema de compostaje depende del tiempo disponible para completar el compostaje, de los materiales y volúmenes a descomponer, el espacio disponible, la disponibilidad de recursos de maquinaria, mano de obra y económicos, y la calidad requerida del producto final. En la Tabla 3 se presenta un cuadro comparativo de los sistemas de compostaje aerobio, que describiremos brevemente a continuación.

Las *pilas* son los sistemas tradicionales de compostaje. Los substratos a compostar se disponen en hileras o montones de sección variable, preferiblemente sobre un pavimento impermeabilizado y en pendiente, para facilitar la recogida de los lixiviados. Se pueden disponer al aire libre, con o sin cubierta superior, o en naves cerradas. En este último caso puede emplearse un sistema de ventilación y extracción de aire que se conduce a biofiltros para eliminar malos olores. Según la forma en que se efectúe la aireación se pueden distinguir tres tipos:

a) Pilas estáticas con aireación natural: es el sistema más antiguo que se conoce y se realiza en pilas de altura reducida que no se mueven durante el compostaje; se produce una ventilación natural a través de los espacios de la masa a compostar.

b) Pilas estáticas aireadas: el material se airea por medio de tuberías de aireación en el pavimento, bien por succión, bien por inyección. La intensificación del proceso permite reducir su duración a 4-8 semanas; no obstante, deberá ir seguido de maduración durante 1-2 meses.

c) Pilas volteadas: el material se remueve periódicamente por medios mecánicos, a fin de homogeneizar el material, aumentar la porosidad de la pila, favorecer la aireación, y controlar la temperatura y la humedad (Fig. 3). La frecuencia del volteo depende del tipo de material, de la humedad y de la rapidez con que interesa que sea realizado el proceso. El sistema es muy simple, pero se requiere más espacio y el control higiénico es más difícil. La trinchera es una modalidad de pila aireada, en la que los residuos se disponen en espacios delimitados por paredes verticales, sobre las que se desplazan las volteadoras, lo que permite reducir el espacio necesario para el tratamiento.

	Compostador	Pila estática	Pila volteada	Pila estática aireada	Reactor o trinchera
General	Baja tecnología, calidad media	Baja tecnología, problemas de calidad	Sistema activo más frecuente en explotaciones agrarias	Eficaz en explotaciones agrarias y uso municipal	Sistemas a gran escala para aplicaciones comerciales
Trabajo	Trabajo medio	Poco trabajo	Aumenta con frecuencia de aireación y mala planificación	Importante el diseño y planificación. Se necesita monitorización	Necesita un cierto nivel de manejo para ser eficiente
Espacio	Espacio limitado, pero requiere una estructura para el compostaje	Necesita una superficie extensa	Puede necesitar mucha superficie	Menos superficie, debido a la mayor velocidad de compostaje y grandes volúmenes de pila	Poco espacio, debido a la velocidad rápida de compostaje y operación continua
Agente esponjante	Flexible	Menos flexible, tiene que ser poroso	Flexible	Menos flexible, debe ser poroso	Flexible
Período activo	2-6 meses	6-24 meses	21-40 días	21-40 días	21-35 días
Maduración	30 + días	No aplicable	30 + días	30 + días	30 + días
Sistema de aireación	Convección natural y remoción mecánica	Solo convección natural	Volteo mecánico y convección natural	Flujo de aire a través de la pila	Agitación mecánica y aireación
Control de proceso	Mezcla inicial o capas, y volteo	Solo mezcla inicial	Mezcla inicial y volteo	Mezcla inicial, control de aireación, temperatura y/o tiempo	Mezcla inicial, control de aireación, temperatura y tiempo, y volteo.
Olor	Puede haber olor, pero generalmente durante la remoción	Puede haber olor, más cuanto mayor es la pila	Se pueden producir olores durante el volteo en las primeras semanas	Puede haber olor, pero se puede controlar con aislamiento de la pila y filtros	Puede haber olor por fallos de diseño o en el sistema

Tabla 3.- Características comparadas de los principales sistemas de compostaje aerobio



Figura 3.- Sistema de compostaje en hileras, que se voltean periódicamente por medios mecánicos, para mezclar los residuos y conseguir condiciones de temperatura, aireación y humedad adecuadas

Los *reactores s*on recintos herméticos que facilitan el control de todos los parámetros de compostaje. En ellos se lleva a cabo únicamente la fase inicial del compostaje, que debe ir seguida de una fase de maduración al aire libre o en naves abiertas. El empleo de reactores permite reducir considerablemente las necesidades de espacio, se controlan mejor los parámetros del proceso y se reducen los olores, que se producen principalmente en las primeras etapas del compostaje. Hay una gran variedad de modelos, tanto verticales como horizontales, y con dimensiones muy variables. Los reactores dinámicos son dispositivos cerrados de metal u hormigón, que permiten el movimiento del material en su interior, la inyección de aire y el control de distintos parámetros, como temperatura, nivel de oxígeno, desprendimiento de dióxido de carbono, etc. En cuanto a los reactores estáticos, los más utilizados son los contenedores y los túneles. Los contenedores son recipientes paralelepipédicos cerrados, de acero, con doble fondo para ventilación y recogida de lixiviados. Su tamaño permite transportarlos de un lugar a otro. Los túneles de compostaje se emplean mucho en compostaje industrial; son recintos paralelepipédicos herméticos construidos en hormigón, con una entrada provista de una puerta aislante a través de la cual se carga el material (Fig. 4). El sistema permite un control total del proceso, mediante sondas de temperatura y dispositivos captadores de gas, que permiten analizar el nivel de O_2 y, opcionalmente, de CO_2, NH_3 y otros gases; las medidas son transmitidas a un ordenador, pudiéndose controlar el proceso mediante ventilación forzada y riego. La ventilación se efectúa a través de un suelo perforado, bien por aspiración o soplado; los gases son luego conducidos a biofiltros, que eliminan los compuestos que producen malos olores. Los lixiviados son recogidos y conducidos a un depósito, para ser reutilizados en la humectación de los residuos. El tiempo de permanencia en el túnel es de 2-3 semanas, durante las cuales se lleva a cabo la descomposición activa de los residuos, disminuyéndose los problemas de lixiviados y olores típicos de esta fase.

Los *compostadores* son recipientes de materiales diversos (madera, plástico, enrejados de metal…), en los que se introducen los materiales a compostar; la aireación se produce de forma natural o mediante volteo. Son adecuados para el compostaje doméstico o de servicios

comunes, tales como comedores, residencias, hospitales, etc. El proceso se puede completar con un tratamiento de v*ermicompostaje.* En esta modalidad de compostaje, una vez superada la fase más activa de descomposición y calentamiento, se introducen en la masa de residuos lombrices detritívoras (generalmente de la especie *Eisenia phoetida*), que colaboran en la trituración y degradación de la MO residual. Las lombrices tienen un efecto importante sobre la madurez y calidad del compost: aumentan el contenido de nitrógeno del producto final y disminuyen la relación C/N del material, llevando a una maduración más rápida del compost. La fragmentación de los residuos que producen las lombrices incrementa la actividad microbiana, y libera nutrientes en formas más fácilmente asimilables por las plantas (Edwards 1995).

Tratamiento anaerobio

La digestión anaerobia de los residuos orgánicos consiste en la descomposición microbiológica de compuestos orgánicos, en ausencia de oxígeno, con la producción de gas combustible (biogás), que puede ser valorizado en la propia planta o en otras instalaciones. Se produce también un residuo digerido, que no es muy adecuado para ser aplicado directamente al suelo, ya que es fitotóxico, puede estar insuficientemente higienizado y tiene un elevado contenido de humedad, pero que puede ser posteriormente compostado en presencia de oxígeno, produciendo un compost que características similares al obtenido en condiciones aerobias (Cendón et al 2007).

La biometanización se desarrolla en tres etapas: a) *hidrólisis*, en la que los enzimas extracelulares rompen las moléculas orgánicas complejas en compuestos que son empleados como fuente de materia y energía por las células de los microorganismos; b) *acidogénesis*, en la que se forman compuestos de peso molecular intermedio, como dióxido de carbono, hidrógeno, ácidos y alcoholes alifáticos, metilamina, amoníaco y ácido sulfhídrico. A su vez, los ácidos y alcoholes se transforman, por la acción de bacterias, en ácido acético, hidrógeno y CO_2; c) *metanogénesis*, en la que los compuestos anteriores se transforman en CO_2 y CH_4.

El proceso puede ser llevado a cabo por acción de microorganismos mesófilos (20ºC - 45ºC) o termófilos (45º C - 65ºC). A fin de asegurar la higienización, la digestión anaerobia debería llevarse a cabo de modo que se alcance una temperatura mínima de 55ºC durante un período de 24 h sin interrupción, y el tiempo de residencia en el reactor sea de al menos 20 días. Cuando las temperaturas sean más bajas o los tiempos más cortos, el residuo biodegradable deberá tratarse previamente a 70ºC durante una hora, o el digestato será tratado posteriormente a 70ºC durante una hora, o será compostado, según las instrucciones contenidas en el borrador del Documento sobre tratamiento de residuos biodegradables (CCE 2001).

La biometanización es muy sensible a los cambios en las condiciones ambientales (disponibilidad de nutrientes, pH distinto de los valores óptimos entre 6,5-7,5) y de operación (sobrecarga hidráulica, orgánica o de compuestos tóxicos, pH). Además, el lento crecimiento de las bacterias anaerobias implica un tiempo de retención en el digestor relativamente alto. Por otra parte, puesto que se producen gases de naturaleza explosiva o inflamable requiere de adecuadas medidas de seguridad. Por todo ello, es un sistema altamente tecnificado. Ahora bien, desde el punto de vista del balance energético, es un productor neto de energía y, cuando el metano generado sustituye a un combustible fósil, contribuye a la disminución de gases de efecto invernadero (debido a un menor ratio C/H en el combustible) (Rodríguez 2000).

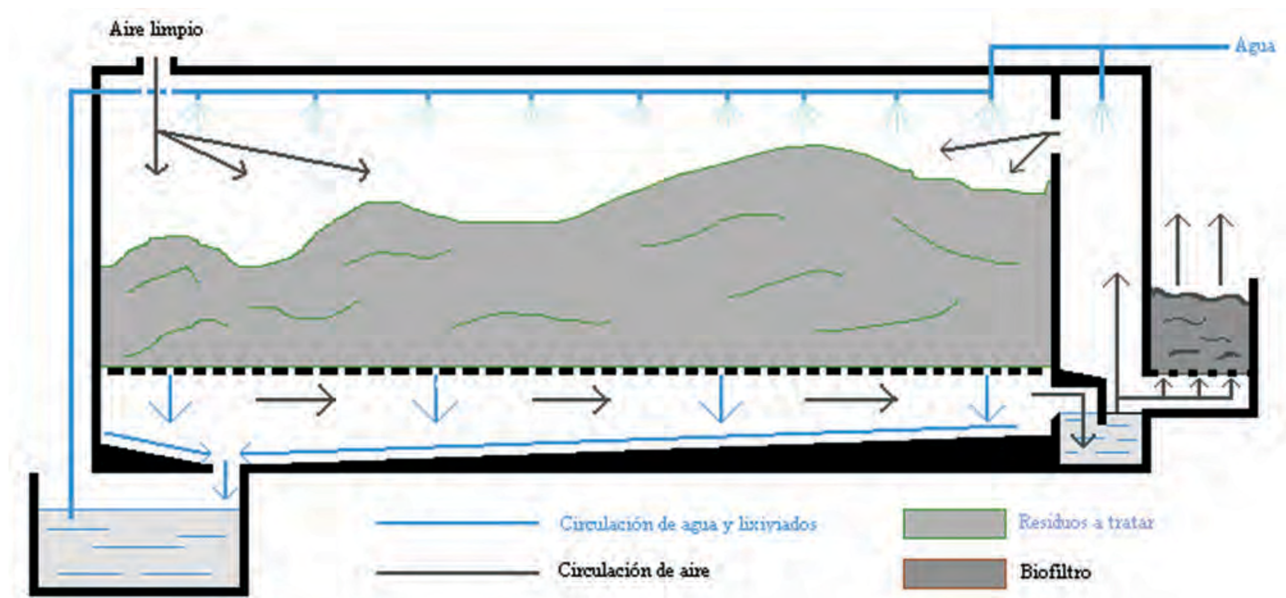


Figura 4.- Esquema de un túnel de compostaje, en el que se lleva a cabo la descomposición inicial de los residuos en condiciones controladas de temperatura, humedad y aireación

El compostaje de residuos agroganaderos

Los residuos agrícolas y ganaderos están constituidos fundamentalmente por MO. En la UE se producen anualmente más de 900 millones de toneladas de estiércoles y purines, y aproximadamente 415 millones de toneladas de residuos de cosechas. Son los residuos más abundantes, y también los más dispersos y difíciles de controlar, constituyendo uno de los principales focos de contaminación de aguas y suelos. Tradicionalmente, los materiales provenientes de la actividad agrícola no eran considerados como residuos, al ser utilizados en la propia explotación y producirse en pequeñas cantidades. Sin embargo, la transformación hacia una agricultura intensiva ha dado lugar a una mayor concentración de residuos, que provocan importantes problemas medioambientales. Así, por ejemplo, en la agricultura intensiva, la ocupación del suelo por las plantas es prácticamente continua, por lo que no es posible la práctica, antes habitual, de incorporar los restos vegetales progresivamente a la tierra de cultivo para favorecer el mantenimiento de unos niveles adecuados de MO y el aporte paulatino de nutrientes minerales, siendo necesario retirar los restos vegetales de la explotación. Por ello, los residuos vegetales han pasado a constituir el principal residuo procedente de la actividad agraria y, aunque son una fuente importante de MO, suponen un peligro para la propia actividad que los genera, pues constituyen uno de los principales vectores de transmisión de plagas y enfermedades (Blázquez 2003).

Las deyecciones ganaderas también se han considerado siempre un recurso valioso para la tierra, por aportar nutrientes a los cultivos, mantener un suelo esponjoso y rico, con capacidad de retener agua y evitar su pérdida por erosión y, en definitiva, para conseguir cosechas mejores. El problema de estos residuos surge en las últimas décadas, cuando se desliga la actividad agrícola de la producción ganadera. En Galicia, como en muchas otras regiones europeas, se pasó, en las últimas décadas, de una producción de subsistencia a una producción más intensiva, modificándose consiguientemente las prácticas habituales de gestión de residuos. En 1997, la producción de purín de vacuno en Galicia fue de 14.472.377 m^3, la de porcino de 1.365.933 m^3, y la avícola de 691.760 m^3, de acuerdo con los datos aportados por el Plan de Residuos agrarios de Galicia (Xunta de Galicia 2000). La tendencia a la concentración de las explotaciones aumenta el riesgo de contaminación, debido al aumento de la carga ganadera (UGM/ha), el aumento en la generación de purín como consecuencia del incremento de la capacidad productiva de las vacas, y a la disminución de la superficie disponible para el reparto de purín.

Aunque a nivel de la Comunidad autónoma, las explotaciones de vacuno disponen de superficie agraria útil (SAU) suficiente para repartir el purín que producen, en ciertas áreas la carga de UGM/ha es superior a lo aconsejable y la base territorial propia de las explotaciones ganaderas resulta insuficiente para absorber las cantidades de residuos procedentes de las deyecciones animales (municipios como Mesía, Silleda, Mozón y Portomarín superan los 250 kg N/ha SAU/año). En cuanto a las explotaciones intensivas de porcino y aves, la práctica habitual ya es la cesión del purín y gallinaza a agricultores y ganaderos de la zona que disponen de tierra donde aplicarla (Plan de Residuos agrarios de Galicia) (Xunta de Galicia 2000). Para abordar esta problemática, se considera prioritario conseguir una reducción de la cantidad de purines y estiércoles producidos, mediante cambios en las prácticas de explotación. Adicionalmente, se pretende mejorar su gestión, dando preferencia, entre las diversas alternativas, a su valorización mediante aplicación en la superficie agraria como fertilizantes para cultivos (Xunta de Galicia 2000). Esta es la práctica más habitual en Galicia, lo que permite un importante ahorro en fertilizantes minerales; sin embargo esta actividad no está exenta de riesgos de contaminación, que es necesario controlar. Los principales efectos adversos de la aplicación de purín derivan de la presencia de compuestos nitrogenados, potásicos y fosfatados, así como del contenido de metales pesados (Cu, Zn), contaminantes orgánicos (alta DBO), difusión de patógenos (*Salmonella*, *Brucella* y *Mycobacterium tuberculosis*, así como microorganismos con alta resistencia a antibióticos) (Díaz-Fierros & Carballas 1990). Para evitar estos problemas, la cantidad de residuo no superará 250 kg N/ ha año, y en zonas declaradas vulnerables (RD 261/1996 sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias) la cantidad máxima será la que aporte 170 kg/ N año, y su distribución se realizará de acuerdo con el Código galego de boas prácticas agrarias (Xunta de Galicia 2000).

Cuando haya excedentes de purines se puede realizar su tratamiento mediante alguno de los siguientes sistemas: a) obtención de compost a partir de combinaciones con otros residuos orgánicos; b) deshidratación en plantas térmicas y obtención de residuo seco; c) depuración; d) valorización energética, mediante producción de biogás; e) eliminación mediante depuración de los efluentes contaminantes previa al vertido, bien a la red de saneamiento o a la red hidrológica. Por otra parte, las principales líneas de tratamiento de estiércoles sólidos consistirían en su distribución directa sobre tierras de cultivo, el compostaje y la deshidratación en plantas térmicas, y la obtención de residuo seco, utilizable como abono o combustible para incineración.

Si bien el compostaje es especialmente adecuado para deyecciones sólidas, puede aplicarse también a purines, si se deshidratan y/o se mezclan con un agente esponjante, cuyo efecto es secar la mezcla. A tal efecto pueden usarse materiales lignocelulósicos, como aserrín o virutas de madera libres de órgano- halogenados, la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos, estiércoles, etc. También puede realizarse una separación mecánica de la fracción sólida y líquida, de modo que la fracción líquida se aplicaría directamente a los cultivos y la fracción sólida se sometería a compostaje (Hueso et al 2004).

El compostaje de los residuos ganaderos presenta numerosas ventajas, en comparación con los productos originales: reduce su peso y volumen, lo que hace más fácil y económico su manejo y transporte; elimina las semillas de malas hierbas y patógenos, y disminuye su contenido de humedad y actividad, por lo que se almacena sin problemas

de olores o de insectos, convirtiendo los residuos en un producto inodoro, con apariencia de suelo, de más fácil manejo y aplicación, que puede ser utilizado en cualquier época del año. Por otra parte, el compostaje disminuye la relación C/N a niveles aceptables para la aplicación al suelo, evitando que se produzca la inmovilización de N por los microorganismos del suelo; además, el compostaje convierte los compuestos de N de los estiércoles en una forma orgánica más estable, reduciendo el riesgo de pérdidas de N. Finalmente, el compostaje o la digestión anaerobia de excretas ganaderas, junto con restos vegetales u otras formas de MO exógena, puede ser útil en zonas vulnerables, para desplazar nutrientes desde áreas excedentarias hacia áreas deficitarias.

El compostaje tiene sin embargo algunos posibles inconvenientes. Además del problema de las emisiones gaseosas de amoníaco y dióxido de carbono, metano, óxido nitroso y compuestos volátiles, requiere de un cierto espacio e inversión. Desde el punto de vista económico, se necesitan equipos e instalaciones, si bien es cierto que la mayoría de las operaciones del proceso se pueden realizar con la maquinaria existente en cualquier granja. En cuanto a la disponibilidad de terreno, se requiere espacio para el almacenamiento de materiales de partida, del compost en fase de maduración y para los productos terminados, además del destinado al compostaje propiamente dicho, que deberá estar impermeabilizado. Las condiciones meteorológicas pueden ser limitantes: si las temperaturas son muy bajas el proceso se alarga, mientras que si la lluvia es excesiva puede ocasionar encharcamiento y anaerobiosis, cuando no se dispone de un buen drenaje y una inclinación adecuada del terreno.

El compostaje puede ser realizado en la explotación, si ésta es de gran tamaño; para explotaciones más pequeñas, en áreas con excedentes ganaderos, puede ser preferible combinar esfuerzos y crear una planta centralizada de compostaje, en la que se lleve a cabo un tratamiento colectivo, lo que permite tratar gran volumen de deyecciones; no obstante hay que tener en cuenta los costes de transporte, molestias y problemas sanitarios, de organización y gestión, de las instalaciones centralizadas.

Las plantas de biogás, basadas en la descomposición anaeróbica de la MO, constituyen otra opción de tratamiento de residuos ganaderos. Entre sus ventajas se cuentan la posibilidad de producción de energía (si se aprovecha el biogás), la estabilización parcial de la MO, la reducción del contenido de patógenos (si se alcanzan temperaturas próximas a 60ºC), el control y reducción de malos olores, la disminución de emisiones incontroladas de gases de efecto invernadero, y una mejora de eficiencia de otros procesos de tratamiento a las que se pueden someter las deyecciones después de pasar por la digestión anaerobia. Como inconvenientes cabe señalar la baja velocidad de crecimiento de microorganismos, por lo que son necesarios tiempos elevados de retención (15-20 días) y grandes volúmenes de reactor, y la necesidad de supervisión técnica, para mantener el equilibrio entre poblaciones bacterianas. Además, el proceso es sensible a la presencia de muchos compuestos inhibidores y tóxicos (N amoniacal, metales pesados, ácidos grasos volátiles, ácidos grasos de cadena larga, pH, antibióticos y desinfectantes, sulfuros…). En resumen, la biometanización requiere un alto grado de tecnificación y complejos mecanismos de seguridad, que representan una fuerte barrera a su implantación en el sector ganadero intensivo (Bigeriego 2004). No obstante pueden encontrarse plantas de este tipo en España y empresas que ofrecen tecnología y asesoramiento en este campo.

Calidad y usos del compost

Obtener un compost de calidad ha de ser un objetivo imprescindible en cualquier tratamiento. Aunque las exigencias de calidad dependen de los fines a los que se destine el compost, éste ha de cumplir unos requisitos mínimos, que podemos concretar en: un aspecto y olor aceptables, una higienización correcta, un bajo nivel de impurezas y contaminantes, un buen nivel de componentes agronómicamente útiles y una cierta constancia de características (Soliva 2002). Si el compost no cumple con unos criterios de calidad, su aplicación puede ocasionar diversos inconvenientes. Algunos derivan de los materiales que se compostan, como por ejemplo, contenidos elevados de metales pesados en compost obtenido de RSU sin correcta separación en origen, o de fangos de depuradoras de aguas residuales urbanas, o de residuos ganaderos con niveles altos de Cu y Zn, que se añaden a los piensos y que se concentran durante el compostaje. Otros problemas se producen por deficiencias en el proceso de compostaje: malos olores, presencia de gérmenes patógenos, semillas indeseables, contaminación estética y peligro de heridas por causa de materiales inertes, así como falta de estabilidad de la MO y presencia de productos fitotóxicos.

La evaluación de la madurez del compost es problema especialmente relevante, desde el punto de vista de su utilización agronómica, ya que la aplicación a los suelos de cultivo de un compost inmaduro (con una relación C/N elevada) puede causar la inmovilización del N mineral, pues se produce un aumento de la microflora que utiliza parte del N presente en el suelo para la formación de estructuras celulares. Por otra parte, la aplicación al suelo de MO insuficientemente estabilizada da lugar a una descomposición posterior de la misma, provocando un descenso del nivel de oxígeno y del Eh, así como un aumento de la temperatura, que afectan negativamente al desarrollo de las plantas. Además, el compost inmaduro puede contener sustancias fitotóxicas, tales como amoníaco, óxido de etileno, ácidos orgánicos como el ácido acético, propiónico y butírico, que inhiben la germinación y el desarrollo de las plántulas (Iglesias & Pérez 1989). Se han propuesto diversos criterios (físicos, químicos y biológicos) para estimar la madurez del compost, pero ninguno de ellos es operativo aisladamente, para su aplicación a todo tipo de materiales. Por tanto, es imprescindible la utilización combinada de diversos parámetros indicadores de la actividad microbiana durante el compostaje y de la "humificación" del material. Los métodos propuestos para la evaluación del grado de madurez pueden agruparse en cinco tipos, según la

naturaleza del parámetro que evalúan (valores límite para varios de estos parámetros pueden encontrarse en Iglesias & Pérez (1989):

a) Parámetros sensoriales de la madurez (test o criterios de tipo físico): olor, color y granulometría.

b) Evolución de parámetros de la biomasa microbiana: temperatura, emisión de CO_2, consumo de O_2, y actividad deshidrogenasa.

c) Estudio de la MO: índice de degradabilidad, lípidos extraíbles, carbono soluble (Cw) y absorbancia a 460 y 660 de extractos pirofosfato.

d) Indicadores químicos de la madurez: relación ácidos fúlvicos/ácidos húmicos (AH/AF), ratio entre carbono orgánico total y nitrógeno orgánico total (Cot/Not), ratio entre C y N solubles (Cw/Nw), relación entre capacidad de intercambio catiónico y Cot (CIC/Cot), y ratio $N\text{-}NH_4^+/N\text{-}NO_3^-$.

e) Métodos biológicos (test de fitotoxicidad): germinación y/o crecimiento de berro, cebada u otras especies.

En España la calidad del compost está regulada por el Real Decreto 824/2005, de 8 de Julio, sobre productos fertilizantes (Estado Español 2005), en el que se distinguen cuatro tipos de compost (compost, compost vegetal, compost de estiércol y vermicompost) y se establecen valores límites de metales pesados, humedad y porcentaje de inertes, un contenido mínimo de MO y ácidos húmicos, así como de partículas finas. También se debe informar sobre los contenidos de nutrientes si superan unos valores mínimos (Tabla 4).

El destino final más común del compost es la agricultura, que es también el que presenta en Europa el mayor potencial de absorción del compost, pero también puede emplearse en la horticultura, el paisajismo, la jardinería profesional y particular, la selvicultura, etc. (Tabla 5). Se le considera principalmente una enmienda orgánica, pues contiene una elevada concentración de MO estabilizada y una concentración relativamente baja de nutrientes disponibles a corto plaza; sin embargo, su capacidad de suministro de nutrientes ha de ser tenida en cuenta en el balance de nutrientes a medio y largo plazo. Las ventajas de la aplicación del compost en el suelo derivan fundamentalmente del incremento de MO, pero también de esta cierta capacidad de suministro de nutrientes. Así, mejora la estructura del suelo, disminuyendo el riesgo de erosión y compactación, y facilita el laboreo, lo que permite ahorrar energía; aumentar la capacidad de retención de agua; aportar elementos nutritivos y aumentar la capacidad de intercambio catiónico, disminuyendo el riesgo de lixiviación de nutrientes, y por todo ello disminuye la necesidad de aportes de fertilizantes minerales; aumenta la absorción de calor debido a la coloración oscura de la MO; disminuye los efectos negativos de compuestos tóxicos tales como plaguicidas y metales pesados; incrementa la cantidad y diversidad de microorganismos y fauna del suelo, y; a través de las mejoras que induce en el suelo, incrementa la productividad vegetal. Un aspecto adicional de gran interés, en cultivos de campo e invernadero, es su efecto supresor de enfermedades, por lo que pueden ser empleados en la lucha contra los fitopatógenos (e.g. *Phytophthora*, *Phythium* o *Rhizoctonia*).

Diversos trabajos de investigación realizados en Galicia, en cultivos en campo e invernadero, pusieron de manifiesto mejoras significativas en el suelo y en el cultivo como consecuencia de la aplicación de compost (Domínguez 2004; Domínguez & Barral 2004). Así, en lo que concierne a las propiedades físicas, los suelos que recibieron compost mostraron un incremento de la capacidad de retención de agua, disminución de la pérdida de suelo por acción de la lluvia y disminución de la densidad aparente del suelo. En cuanto a las propiedades químicas, la adición de compost ocasionó un incremento del pH, del contenido en nutrientes y del contenido en MO del suelo. Las propiedades biológicas también se vieron beneficiadas por la aplicación de compost, pues se produjo un aumento de la biomasa microbiana, un incremento de la actividad enzimática (deshidrogenasa) y un aumento de la producción vegetal (aunque no en todos los ensayos).

El compost puede también emplearse como sustituto parcial de la turba en la preparación de medios de cultivo, permitiendo importantes ahorros en los costes de producción (Barral et al. 2006; Moldes et al. 2006) y la preservación de recursos no renovables, como son las turberas, ecosistemas poco frecuentes y frágiles, que necesitan protección y que actúan como sumidero de C. El compost grueso también puede usarse como mulch, para cubrir el suelo y protegerlo frente a la erosión. La jardinería, tanto pública como privada, es otra actividad que potencialmente puede absorber grandes cantidades de compost, tanto para la implantación y mantenimiento de césped como para desarrollo de plantas ornamentales. La selvicultura también se beneficia de este producto, que se utiliza en viveros y para transplante de coníferas. Otro extenso campo de aplicación es la restauración ambiental; así por ejemplo, en el sellado de vertederos, en la restauración de canteras y de escombreras de mina (Paradelo et al. 2006), en la regeneración de terrenos afectados por incendios forestales, revegetación de taludes, descontaminación de suelos, y como biofiltro para la retención de contaminantes y la desodorización.

Uso del compost para el mantenimiento de niveles óptimos de MO del suelo

Hemos indicado anteriormente que el compost se usa prioritariamente como enmienda orgánica, a fin de mantener o incrementar el contenido de MO del suelo. Pero, ¿se puede hablar de un contenido óptimo de MO? En términos generales, podemos decir que para que la MO pueda ser considerada un factor de calidad debe ser capaz de servir de sustrato a los organismos vivos del suelo, mineralizarse en la medida que permita funcionar a los ciclos de los elementos biogeoquímicos y suministrar nutrientes a las plantas, al tiempo que otra parte se humifica e interactúa con la materia mineral, a fin de producir una estructura estable.

Parámetro	Valor			
MO total	> 35 % s.m.s.			
C/N	< 20			
H	30-40 %			
Partículas < 25 mm	>90 %			
Piedras y gravas > 5 mm	< 5%			
Plásticos y otros inertes >2 mm	< 3 %			
Lodos en materia prima	< 35 % (p/p) (lodos tratados)			
Se indicarán o declararán:	**Contenidos máximos de metales pesados (mg/kg p.s.)**			
Materias primas	Metal	Clase A	Clase B	Clase C
MO total	Cd	0,7	2	3
Ácidos húmicos	Cu	70	300	400
Granulometría	Ni	25	90	100
Ntotal (si supera el 1%)	Pb	45	150	200
Norg (si supera el 1%)	Zn	200	500	1000
N amoniacal (si supera el 1%)	Hg	0,4	1,5	2,5
P_2O_5 total (si>1%)	Cr total	70	250	300
K_2O total (si >1%)	Cr (VI)	0	0	0

Tabla 4.- Requisitos de calidad de compost, según el RD 824/2005, sobre productos fertilizantes

Es difícil establecer un nivel óptimo de MO en suelo, pues el valor propuesto depende de la función del suelo que se tome en consideración. Desde el punto de vista de la función productiva (rendimientos de los cultivos), los valores recomendados oscilan entre un 2 y un 6% de MO. Si atendemos a las funciones conservadoras, como pueden ser el mantenimiento de la estructura del suelo o la resistencia a la compactación o a la erosión, los valores pueden variar entre un 4 y un 12%. Si lo que queremos optimizar son las funciones ambientales del suelo, entre las cuales cabría destacar el papel de sumidero de la MO frente a las emisiones de dióxido de carbono y, por lo tanto, frente al cambio climático, los niveles óptimos de MO son prácticamente ilimitados. Teniendo en cuenta que en la actualidad se da una importancia creciente a las funciones conservadoras y ambientales, puede ser adecuado considerar como valores de referencia los comprendidos entre el 4 y el 6% (Díaz-Fierros & Barral 2002).

Los niveles de MO en los suelos son el resultado del balance entre la incorporación de compuestos orgánicos y su mineralización. En condiciones de equilibrio, los suelos presentan unos contenidos estacionarios de MO, porque los aportes se compensan con las pérdidas por mineralización. Sin embargo, frecuentemente la MO no se repone adecuadamente en suelos de cultivo, que tienden a la especialización y el monocultivo, habiéndose producido la separación del ganado de la producción agrícola (Comisión de las Comunidades Europeas 2002). Por esta razón, es frecuente que los suelos sometidos a una explotación más o menos intensa presenten unos contenidos generalmente bajos de MO. Se ha observado que algunos suelos agrícolas pueden perder hasta el 50 % del C en un corto plazo de tiempo, después de pasar de ecosistemas naturales a agrícolas (Lal 2000). La disminución de MO se considera una de las principales amenazas para el suelo en la Unión Europea. La Oficina Europea del Suelo afirma que el suelo de casi un 75% de la superficie total muestreada en el Sur de Europa tiene un contenido bajo (3,4%) o muy bajo (1,7%) en MO, lo que coincide con los datos estimados para España (Zdruli 1999). Esta disminución de la MO del suelo es de particular importancia en las áreas mediterráneas, pero el problema alcanza también a zonas más frías y húmedas, como Inglaterra, Gales o norte de Francia (Comisión de las Comunidades Europeas 2002).

A fin de contrarrestar esta tendencia, ha de mantenerse el aporte de MO a los suelos agrícolas, especialmente en los países del sur, a fin de mantener al menos los niveles de MO de 2,5-3% que se consideran necesarios para mantener a largo plazo un uso agrícola. Esto puede lograrse mediante el aporte de MO exógena (EOM), la cual incluye una amplia variedad de biorresiduos (o residuos biodegradables) de diversos orígenes, tales como residuos sólidos urbanos (RSU), residuos de la actividad agrícola, ganadera, forestal e industrial. Más de 1600 millones de toneladas de EOM se producen al año en la Unión Europea, de las cuales 61% son residuos animales, 25% residuos de cosecha, 7% son RSU y 7% residuos industriales. Se estima que en los próximos años se acentuará la tendencia a aplicar EOM sobre la tierra, como consecuencia de la aplicación de la legislación comunitaria que obliga a reducir los residuos orgánicos destinados a vertedero y por el aumento de las cantidades de fangos de depuración, como consecuencia de la implementación progresiva de la Directiva 91/271/EE sobre tratamiento de aguas residuales urbanas (Amlinger 2004).

En Galicia se constata también un descenso muy notable en los suelos de cultivo, en comparación con los suelos naturales (Muñoz et al. 1967; Calvo et al. 1992). Este descenso se ha acentuado en las últimas décadas en aquellas comarcas que han experimentado un descenso de la cabaña ganadera como consecuencia de los cambios en el sistema productivo agrario, tendente a la intensificación y concentración (Domínguez et al. 2000). Las previsiones de incremento de temperatura debidas al efecto invernadero no

Destino	Ventajas	Desventajas	Competidores
Suelos-obra civil	Admite bajas calidades grandes cantidades de utilización	Obligación de realizar estudios de terreno	Áridos RCD Biorresiduos estabilizados
Agricultura	Grandes cantidades Utilización de compost inmaduro	Desconfianza de agricultores Bajo precio de productos competidores Equipos para aplicación Pobre en nutrientes	Fertilizantes químicos Residuos ganaderos
Paisajismo	Gran valor añadido Proximidad entre operadores Diversidad de usos	Equipos de aplicación	Corteza Turba
Jardinería doméstica	Gran valor añadido Posibilidad de venta al detalle Innovación para ser substituto de turba	Equipos de aplicación	Productos derivados de la turba
Viveros	Gran valor añadido Proximidad entre operadores	Mayor calidad, homogeneidad y uniformidad de almacenamiento	Productos derivados de la turba

Tabla 5.- Valoración de usos posibles del compost, en función de sus ventajas y desventajas y posibles competidores

harán sino acentuar esta tendencia. Según estimaciones realizadas por Díaz-Fierros (1999), a partir de datos de MO de suelos obtenidos en los años 60, los suelos de cultivo gallegos necesitarían 14. 10^6 t de MO, para alcanzar un nivel de MO del 6%, valor que se reduciría a 3,6. 10^6 t MO, si el nivel que se desea alcanzar es del 4%. Teniendo en cuenta la pérdida de MO que se habría producido desde que se realizaron los estudios que permitieron a Díaz-Fierros (1999) calcular el déficit de MO de los suelos gallegos, Domínguez & Barral (2004) estimaron que las cantidades de MO necesarias para alcanzar contenidos de 4 o 6% en 2025, serían de 185.000 t año^{-1} y 1.348.000 t año^{-1}, respectivamente, lo que equivaldría a cantidades de compost de 2,6. 10^6 t año^{-1} y 5. 10^6 t año^{-1}, respectivamente.

Cuando se utiliza compost como enmienda orgánica han de establecerse las dosis adecuadas para alcanzar los niveles de MO deseados, distribuir la enmienda a lo largo del tiempo, y tener en cuenta el aporte de nutrientes, y ocasionalmente de contaminantes, que se realiza al aplicar dichas dosis. Para establecer las dosis a aplicar es importante conocer la tasa de mineralización del compost, que depende de las características del mismo (MO resistente en relación a la MO total), del tipo de suelo y del clima. Para alcanzar un nivel deseado de carbono orgánico en el suelo (SOC), Domíguez & Barral (2004) aplican la ecuación propuesta por Izaurralde (1997), que considera por un lado la mineralización del carbono del suelo (Co) y por otra parte la dosis anual de enmienda orgánica (A) a añadir tras la mineralización:

$$SOC=Co \cdot e^{-kt} + A \cdot (1-e^{-kt}) /k \quad (1)$$

Donde SOC es el carbono orgánico del suelo (kg ha^{-1}) a tiempo t; Co es el contenido en C del suelo a t=0; A es la dosis de carbono que se debe añadir al suelo (kg ha^{-1} año^{-1}); y k es la velocidad de mineralización (años^{-1}).

El uso de residuos con valor orgánico no implica que su contenido de nutrientes sea necesariamente bajo. El compost contiene nutrientes (N, P, K, Ca, Mg y oligoelementos), que bien pueden encontrarse bajo formas de cesión más lenta que las de los fertilizantes de síntesis, como es el caso del N, bien en formas de alta solubilidad, como suele ser el caso del K. Por ello, cuando se utilizan con un criterio de enmienda orgánica, pueden realizarse grandes aportes de N, P y K, y ocasionalmente de metales pesados, que conviene tener en cuenta. Ortiz (2001) recomienda realizar aportes periódicos de cantidades moderadas de materiales orgánicos, de modo que se contribuya al mantenimiento de los niveles orgánicos del suelo con un mínimo riesgo de contaminación y un máximo aprovechamiento de la MO.

Por otra parte, cuando se aplica el compost con criterio fertilizante, lo más frecuente es utilizar el criterio N, debido al impacto de este elemento sobre el agua y el aire y por su importancia como macronutriente para las plantas, buscando ajustar el aporte a las necesidades de los cultivos, tanto en el tiempo como en el espacio. Este criterio no es sin embargo fácil de llevar a la práctica, debido a que no todo el N del compost es inmediatamente utilizable por las plantas, estimándose entre un 10 y un 20% del N total que es mineralizado al cabo de 60 días de aplicación al suelo, según el tipo de compost y las características del suelo y clima. El cálculo del aporte puede basarse en el N mineral (amoniacal y nítrico), por presentar una disponibilidad similar a la del fertilizante en forma de nitrato. También se puede aplicar el criterio P, cuando se desea limitar el aporte de este elemento, por ser los contenidos del

suelo ya muy elevados o cuando hay riesgo de contaminación de las aguas superficiales o profundas (Danés & Boixadera 2001).

Compostaje y sumideros de carbono: efecto en el balance de gases de efecto invernadero

El compostaje puede también ser considerado desde la perspectiva de sus efectos sobre la emisión de gases de efecto invernadero (GHG) en comparación con otras opciones de gestión de residuos. Para realizar estos cálculos habrán de tenerse en cuenta las emisiones durante todo el proceso y el potencial secuestro de carbono en su aplicación al suelo. La Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos (Consejo de la Unión Europea 1999), así como el Real Decreto 1481/2001 (Estado Español 2001) por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, que traspone esta directiva a la legislación española, tienen como objetivo la reducción de la producción de gas metano de vertedero, a fin de contrarrestar el calentamiento global, al tiempo que se fomenta la recuperación, en forma de materia o de energía, de los recursos contenidos en los residuos. Según estas normas, únicamente deberían destinarse al vertido los residuos que no puedan ser reciclados y no tengan ningún valor adicional, así como los residuos que resten después de la recuperación de materiales, productos de conversión o energía. Las tres opciones comunes de valorización alternativas al vertido incluyen los tratamientos biológicos (compostaje y biometanización) y la incineración con recuperación de energía. En relación con la producción de GHG, Bajeat (2002) concluye que aunque el compostaje de residuos urbanos ofrece beneficios en comparación con el vertido, la ventaja es menos evidente cuando se compara con la incineración con recuperación de energía. El balance resulta más favorable para el compostaje cuando se consideran los beneficios de la aplicación del compost en el suelo, pues la MO del compost contiene compuestos estables de C, resistentes al ataque microbiano, por lo que puede almacenarse en el suelo durante períodos de más de 50 años (secuestro de C). Aunque se producen emisiones de CO_2 debidas a la descomposición parcial que ocurre cuando el compost se aplica al suelo, parte de la MO queda bloqueada en el suelo en forma humificada, de lenta descomposición, habiéndose estimado que la tasa de descomposición de la MO del compost es de un 30-40% durante el primer año y disminuye en los años siguientes. Según Smith et al. (2001), hasta el 8% del C orgánico del compost puede bloquearse en el suelo durante 100 años después de su aplicación, estimándose que el uso de compost como enmienda orgánica, durante un período de 100 años, almacenaría 54 kg CO_2-equivalente por tonelada de compost, o unos 22 kg CO_2-equivalente por tonelada de residuos fácilmente fermentables. Según Bidlingmaier (2006), el balance global del compostaje, incluyendo la aplicación del compost en el suelo, ofrece un beneficio de GHG de 0,1 t CO_2 equiv/t de compost producido. La aplicación al suelo del compost se puede considerar, por lo tanto, un sumidero temporal de CO_2, mejorando netamente el balance de GHG de esta opción de tratamiento de residuos. La digestión anaerobia con valorización energética y la aplicación al suelo del digestato son también interesantes en la reducción de GHG.

Conclusión

En el ámbito rural se generan grandes cantidades de materiales residuales biodegradables que, en el contexto de una agricultura intensiva, han perdido parte de sus aplicaciones tradicionales, convirtiéndose en residuos que es necesario gestionar. Es factible, en el marco de las propias explotaciones o por medio de instalaciones centralizadas, llevar a cabo un tratamiento biológico de los residuos agrarios, junto con la fracción orgánica de los residuos domiciliarios. Dos opciones son posibles: tratamiento aerobio (compostaje en sentido estricto) o biometanización.

El compostaje aerobio puede realizarse sin grandes requerimientos económicos, consiguiendo un compost de calidad, que puede ser aplicado al suelo, con beneficios en la calidad de suelo y producción de los cultivos, contribuyendo además a reducir la emisión de gases de efecto invernadero. El tratamiento anaerobio (biometanización) presenta un mejor balance energético, pero es más complejo desde el punto de vista de tecnificación y costes, siendo particularmente adecuado para el tratamiento de purines líquidos. El compostaje, y las diversas aplicaciones y formas de uso del compost, deberían ser difundidas en el ámbito agrario, para obtener el mayor provecho de un recurso valioso: la MO.

Bibliografía

Amlinger, F. (2004). Task Group 4 On Exogenous Organic Matter. Multistakeholder working group reports, EC Directorate General, Soil Thematic Strategy for Soil Protection, Final Report May 2004. http://europa.eu.int/comm/environment/soil/index.htm (activo 30/1/07).

Bajeat, P. (2002). L'effet de serre dans les filières de gestion de déchets. Actes du Colloque européen "Gestion des déchets et changement climatique", Paris, 21- 22 Noviembre 2002.

Barral, M.T.; Moldes, A.B.; Cendón, Y. & Díaz-Fierros, F. (2006). Residuos sólidos urbanos gallegos como alternativa económica a la turba para la elaboración de sustratos. Residuos. 89: 44-49.

Bidlingmaier, W. (2006). Organic waste – a resource or a fat. ORBIT 2006. Biological waste management-From local to Global, Weimar (Alemania).

Bigeriego, M. (2004). Los excedentes de purines: cuantificación y criterios de tratamiento. VII Conferencia sobre gestión de residuos, Residua 2004, Santiago de Compostela.

Blázquez, M.A. (2003). Los residuos agrícolas y de origen animal. En: Los residuos urbanos y asimilables, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

Calvo de Anta, R.; Macías, F. & Riveiro, A., (1992). Aptitud agronómica de los suelos de la provincia de La Coruña. Editorial Diputación Provincial. A Coruña.

Comisión de las Comunidades Europeas (2001). Working Document: Biological Treatment of Biowaste, 2nd draft. Bruselas.

Comisión de las Comunidades Europeas (2002). Hacia una estrategia temática para la protección del suelo. Comunicación de la Comisión al Consejo, el Parlamento Europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones. Bruselas.

Consejo de la Unión Europea (1991). Directiva relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. DOCE L 375 de 31-12-91.

Consejo de la Unión Europea (1999). Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos. DOCE L 182/1 de 16-7-1999.

Danés, R. & Boixadera, J. (2001). Aspectos generales a considerar en la planificación y gestión de la aplicación de residuos orgánicos al suelo. En: Aplicación agrícola de residuos orgánicos. (Boixadera, J. y Teira, M.R, Eds.) Universitat de Lleida.

Díaz-Fierros, F. (1999). A materia orgánica nos solos de Galicia. En: Adega Cadernos: A compostaxe de residuos ADEGA. Santiago de Compostela. 7: 51-57.

Díaz-Fierros, F. & Barral, M.T. (2002). A aposta científica pola compostaxe. Tempos. 66:40-43.

Díaz-Fierros, F. & Carballas T. (coords.) (1990). El purín de vacuno en Galicia. Caracterización, poder fertilizante y problemas ambientales. Consellería de Ordenación del territorio y obras públicas. Xunta de Galicia. 162 pp.

Domínguez, M. (2004). Avaliación do compost como emenda orgánica en solos de cultivo de Galicia. Tesis doctoral. Universidad de Santiago.

Domíguez, M. & Barral, M.T. (2004). A xestión dos residuos orgánicos municipais: o compost. Concellaría de Medio Ambiente. Concello de Santiago de Compostela.

Domínguez, M.; Barral, M.T.; Arias, M. & Díaz-Fierros, F. (2000). Biological soil degradation due to the decrease in the use of organic fertilizers in Galicia (NW of Spain). Libro de Actas da European Society for Soil Conservation. Third Internacional Congress “Man and Soil in the Third Millenium”. 1511-1524.

Edwards, C.A. (1995). Historical overview of vermicomposting. Biocycle. 36: 56-58.

Estado español (2001). Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. BOE 25 de 29 de Enero de 2002.

Estado Español (2005). Real Decreto 824/2005, de 8 de Julio, sobre productos fertilizantes. BOE 171/2005, de 19 de Julio.

Flotats, X. (2002). La digestó anaeróbica com a alternativa de tractament o com a procés previ al procés de compostatge. En: Quarta jornada técnica sobre la gestió de residus municipals: El compostatge. Universitat Politécnica de Catalunya. 41-57.

Haug, R.T. (1993). The practical handbook of compost engineering. Lewis Publishers.

Hueso, A.; Turet, J. & Vilalta, E. (2004). Avaluació funcional de sistemas de tractament de dejeccións ramaderes. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitage, Departament d’Agricultura, ramadería i Pesca. (http://www.arc-cat.net, activo el 24/2/2010).

Iglesias, E. & Pérez, V. (1989). Evaluation of city refuse compost maturity. A review. Biol. Wastes. 27: 115-142.

Izaurralde, R.C. (1997). Scientific challenges in developing a plan to predict and verify carbon storage in Canadian prairie Ssils. Cap.30. En: Lal R. et al. (Eds.) Management of Carbon Sequestration in Soil. CRC Press. Boca Raton, 433-446.

Lal, R. (2000). Soil conservation and restoration to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Man and Soil at the Third Millenium. Proc. Third Int. Congress of the European Soc. for Soil Conservation, 37-51.

Moldes, A.; Cendón, Y. & Barral, M.T. (2007). Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. Biores Technol. 98: 3069-3075.

Moldes, A.B.; Cendón, Y.; López, E. & Barral, M.T. (2006). Biological quality of potting media based on MSW composts: a comparative study. Compost Sci. & Util. 14: 296-302.

Muñoz, M.; Fábregas, R. & Guitián, F. (1967). Fertilidad de los suelos de la provincia de La Coruña. En: Estudio Agrobiológico de la provincia de La Coruña. Instituto de Investigaciones Geológicas, Edafológicas y Agrobiológicas de Galicia. Santiago de Compostela.

Paradelo, R.; Cendón, Y.; Moldes, A.B. & Barral, M.T. (2006). Restauración de escombreras de pizarra con vermicompost de orujo de uva agotado. Residuos 90: 44-50.

Rodríguez, M.E. (2000). Perspectivas de la metanización en la gestión de residuos. Residuos 56.

Satchell, J. E. (1983). Earthworm microbiology. En: Satchell J.E. (Ed.), Earthworm ecology. From Darwin to vermiculture. Chapman and Hall, London

Smith, A.; Brown, K.; Ogilvie, S.; Rushton, K. & Bates, J. (2001). Waste management options and climate change, Final report to the European Commission, DG Environment, July 2001.

Soliva, M. (2002). Calidades del compost: Influencia del tipo de materiales tratados y de las condiciones del proceso. Curso de verano da Universidade de Santiago de Compostela. O compost: avances na producción, calidade e usos, 16-19 Julio de 2002.

Xunta de Galicia (1999). Código galego de boas prácticas agrarias, documento para descarga on-line http://mediorural.xunta.es/areas/agricultura/horta/boas_practicas/, activo el 24/2/2010).

Xunta de Galicia (2000). Plan de Residuos agrarios de Galicia, documento para descarga on-line (http://www.siam-cma.org/publicacions/norma.asp?idn=16, por 24/2/2010).

Zdruli, P.; Jones, R. & Montanarella, L. (1999). Organic matter in the soils in Southern Europe, Expert Report prepared for DG XI.E.3 by the European Soil Bureau (JRC-ISPRA), 29 Abril.

20 Desarrollo y nuevas perspectivas del vermicompostaje

J. Domínguez · D. Pérez-Díaz

Resumen

La importancia de los procesos biológicos en el manejo y reciclaje de los residuos orgánicos está ampliamente reconocida; en este artículo se va a tratar del vermicompostaje, que es uno de los más eficientes métodos para convertir materiales sólidos orgánicos en productos medioambientalmente adecuados y valorizables como enmienda orgánica para cultivos.

El vermicompostaje es un proceso acelerado de biooxidación y estabilización de los residuos orgánicos que se basa en la interacción entre lombrices de tierra y microorganismos. A pesar de que Darwin (1881) ya comentara la gran importancia que tienen las lombrices en la degradación de la materia orgánica procedente de restos vegetales, y en la liberación de nutrientes a partir de ella, fue necesario esperar 100 años hasta que este concepto fue realmente desarrollado de una forma tecnológica o como un campo de conocimiento científico propio. Después de dos décadas de investigación y avances científicos en el vermicompostaje, aún es necesario conocer y basarse en una serie de aspectos fundamentales para llegar a entender cómo funciona el proceso.

El vermicompostaje es un proceso complejo biológica y ecológicamente. A pesar de que las lombrices son claves en el proceso de vermicompostaje, las complejas interacciones entre materia orgánica, microorganismos, lombrices de tierra y otros invertebrados del suelo dan como resultado la fragmentación, biooxidación y estabilización de la materia orgánica.

Antecedentes

La influencia de las lombrices en los suelos agrícolas era bien conocida en el Antiguo Egipto. Los faraones las consideraban un “animal sagrado” y preveían castigos muy severos para quienes las dañaran. El filósofo griego Aristóteles las definió como “los intestinos de la tierra”. Los romanos también apreciaron a las lombrices, pero no fue hasta el siglo XIX cuando Darwin, en su libro “La formación de la tierra vegetal por la acción de las lombrices” publicado en 1881, explica la verdadera función de estos invertebrados en el suelo. Esta obra sería el inicio de una serie de investigaciones que hoy en día tienen transformado el vermicompostaje, vermiestabilización, o compostaje con lombrices de tierra y la lumbricultura en una actividad zootécnica de importancia que permite mejorar la producción agrícola (Martínez et al. 2003).

La primera referencia a los beneficios del vermicompostaje, entendido como el uso de las lombrices de tierra para la eliminación de los residuos orgánicos, fue aportada por el monje benedictino Augustus Hessing, en la década de 1930, cuando empleaba lombrices para eliminar los residuos orgánicos que producía el monasterio. A mediados de la década de 1940 se comenzó en Estados Unidos la cría intensiva de lombrices de tierra con la finalidad de obtener vermicompost o humus de lombriz. Inicialmente fue empleada la especie *Eisenia fetida*, también conocida como lombriz roja de California, la cual posteriormente por razones de cría, reproducción, y por la gran variedad de residuos orgánicos que es capaz de ingerir, resultó ser la lombriz más adecuada para los procesos de vermicompostaje y sistemas de lumbricultura. Sin embargo, el conocimiento científico de los procesos de

Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal. Universidade de Vigo, 36310 Vigo . E-mail: jdguez@uvigo.es, Tfno: 986 814099, Fax: 986 812556

vermicompostaje se inició en la década de 1970, en los Estados Unidos, por los profesores Clive A. Edwards y E. Neuhauser (Universidad de Cornell), y R. Hartenstein (Universidad del Estado de Nueva York, Siracusa) que sentaron las bases científicas y técnicas para el desarrollo de estos sistemas. Posteriormente estos procesos fueron desarrollados espectacularmente en diferentes países de Europa (Gran Bretaña, Italia, Holanda y España), África (República Sudafricana), Sudeste de Asia (Filipinas, China, India), Ámerica (Estados Unidos, Cuba, Colombia, Argentina, Ecuador) y Australia.

¿Qué es el vermicompostaje?

La eliminación de los residuos orgánicos producidos en la actividad doméstica o industrial a través de vertederos (controlados o no), y otras formas de disponer de estos residuos, está causando un aumento en el número de problemas económicos y medioambientales, desarrollándose diversas tecnologías para solventarlos. El desarrollo de lombrices de tierra en residuos orgánicos fue denominado “vermicultura”, y el manejo de residuos orgánicos a través de lombrices “vermicompostaje”. El vermicompostaje, que incluye la degradación de materia orgánica a través de la actividad de las lombrices, fue empleado con éxito en el tratamiento de lodos de depuradora (Neuhauser et al. 1988; Domínguez et al. 2000); residuos de destilerías (Butt 1993); residuos de la industria papelera (Butt 1993, Elvira et al. 1995, 1997); residuos orgánicos domésticos, residuos de comida, y estiércoles animales (Allevi et al. 1987; Edwards 1988a; Elvira et al. 1996, 1997; Domínguez & Edwards 1997; Atiyeh et al 2000), así como residuos vegetales de plantas de procesamiento de patatas, plantas muertas, o la industria del champiñón (Edwards 1988b).

El vermicompostaje es el proceso de descomposición que implica la interacción entre lombrices y microorganismos. A pesar de que los microorganismos son los auténticos responsables de la degradación bioquímica de la materia orgánica, las lombrices son vectores cruciales del proceso al fragmentar y acondicionar el sustrato, incrementando la superficie para la actividad microbiológica, y alterando su actividad biológica de forma importante. Las lombrices actúan como un “molino biológico”, y a través del procesado de la materia orgánica, modifican sus características físicas, químicas y biológicas, reduciendo progresivamente su relación C:N, incrementando el área expuesta a la actividad de los microorganismos, y haciéndola mucho más susceptible para la actividad microbiológica y, por lo tanto, para una mayor descomposición. Al pasar la materia orgánica por el sistema digestivo de la lombriz, los fragmentos y los excrementos ricos en bacterias son removidos, homogenizándose el material.

El vermicompost, que es el producto final, es un material parecido al humus con una relación C:N baja, una alta porosidad, una alta capacidad de retención hídrica, y posee la mayor parte de los nutrientes en formas fácilmente accesibles para las plantas. Estas deposiciones de las lombrices contienen una alta concentración de materia orgánica y altos ratios de mineralización, lo que favorece la accesibilidad de los nutrientes por parte de la planta.

El proceso de vermicompostaje está considerado como una ecotecnología limpia, sin impacto ambiental y cuyos costes de inversión, energéticos, y de mantenimiento son moderadamente bajos. Su empleo aporta los siguientes beneficios: a) eliminación de residuos orgánicos nocivos; b) generación de un producto final útil (vermicompost) de gran valor como enmienda orgánica del suelo de alta calidad, y que puede funcionar como un abono químico; c) producción de una gran biomasa de lombrices, de alto contenido proteico y alta calidad para alimentación animal (avícola, porcino y piscícola, fundamentalmente).

Lombrices

Las lombrices de tierra se pueden definir como invertebrados segmentados y con simetría bilateral que disponen de una glándula externa (clitelo) que produce una cápsula para los huevos (capullo), un lóbulo sensorial en la parte delantera (prostomio), el ano en el extremo posterior del animal, y sin miembros, pero con un pequeño número de cerdas (quetas) en cada segmento. Son hermafroditas, y la reproducción tiene lugar, habitualmente, a través de cópula y fertilización cruzada, tras la cual cada uno de los individuos puede producir capullos (ootecas) que contendrán entre 1 y 20 huevos fertilizados (a pesar de que la partenogénesis es posible). Los capullos son resistentes, pudiendo permanecer viables durante años, pequeños y con forma de limón. Después de un periodo de incubación, que varía según la especie y las condiciones ambientales, los capullos eclosionan. Las crías de lombriz son blancas y de unos milímetros de longitud después de emerger del capullo, adquiriendo su pigmentación específica en las siguientes 24 horas. En condiciones favorables, muchas especies pueden alcanzar la madurez sexual en semanas después de emerger del capullo, a pesar de que algunas especies que viven predominantemente en el suelo precisan de más tiempo. Los individuos maduros pueden ser diferenciados claramente por la presencia del clitelo, que es una banda clara u oscura localizada tras los poros genitales. Después de la fertilización, el clitelo secreta el capullo fibroso, y las glándulas clitelares secretan un fluido nutritivo albumino que llena el capullo. Las lombrices pueden continuar creciendo tras alcanzar la madurez sexual, pero nunca añadirán más segmentos.

El número de especies de lombriz es ingente; según Reynolds (1994), hay por lo menos 7254 especies de Oligochaeta, de las que aproximadamente la mitad (3627) son lombrices terrestres, con un descubrimiento medio anual de 68 especies nuevas. Para muchas de las especies de lombriz sólo se conoce el género y su descripción, no habiendo datos de sus ciclos de vida, distribución o ecología.

A través de la alimentación, enterramiento, y excreción, las lombrices modifican las propiedades físicas, químicas y biológicas de la materia orgánica. Los cambios en las

propiedades físicas en el suelo y los residuos procesados a través de las lombrices incluyen la mejora de la agregación, estabilidad y porosidad; entre las propiedades químicas y biológicas que pueden ser modificadas están el ciclo de nutrientes (principalmente N y P), la tasa de descomposición de la materia orgánica, y las formas químicas de los nutrientes y su disponibilidad para las plantas. Así mismo, modifican el pH del suelo, la dinámica de la materia orgánica en términos cualitativos y cuantitativos, la actividad de los microorganismos y de otros invertebrados (incluyendo la producción de enzimas y de reguladores de crecimiento vegetal), y la abundancia, biomasa, composición de especies y diversidad de la microflora y microfauna (Lavelle et al. 1998).

Las lombrices, como todos los organismos, deben distribuir la energía obtenida a través de la alimentación entre la función reproductiva y somática. Esta asignación de recursos al crecimiento o reproducción puede ser modificada en función de las respuestas evolutivas a los factores ambientales. Estos incluyen la disponibilidad y calidad del alimento, así como los factores físicos y químicos que pueden afectar a las lombrices directa o indirectamente, modificando la disponibilidad de alimento u otros factores bióticos como la competitividad.

Las diferentes especies de lombrices tienen diferentes estilos de vida, comportamientos y requerimientos medioambientales, ocupando diferentes nichos ecológicos. Están clasificadas en tres categorías ecológicas principales, atendiendo básicamente a sus hábitos alimenticios y de enterramiento (Bouché 1977): epigeas, endogeas y anémicas.

Las especies epigeas son esencialmente pequeños cavadores; habitan en el horizonte orgánico o en la capa de hojas muertas sobre el suelo, alimentándose principalmente de materia orgánica bruta, ingiriendo grandes cantidades de material vegetal sin descomponer. Estas especies producen galerías pequeñas y efímeras en el horizonte mineral del suelo durante los periodos de diapausa, por lo que la mayor parte de su actividad y efecto está comprendida a los primeros centímetros de interfase suelo-vegetal. Son básicamente “transformadores de restos vegetales”. Su tamaño es habitualmente pequeño, pigmentadas de forma uniforme y con unas tasas reproductivas y metabólicas altas, lo que refleja su adaptación a un medio tan cambiante como la superficie del suelo. En las regiones tropicales que habitan, este tipo de lombriz puede ser encontrada por encima del suelo, en las axilas de las plantas como las Bromeliaceae (Lavelle & Barois 1984). Cuando las condiciones ambientales no son las adecuadas para la descomposición heterotrófica o hay limitaciones de alimento, las lombrices epigeas son difíciles de encontrar, a pesar de su gran potencial para una reproducción rápida. Este grupo incluye especies como *Lumbricus rubellus*, *Eisenia fetida*, *Eudrilus eugeniae*, *Perionyx excavatus* y *Eiseniella tetraedra*.

Las especies de lombrices endogeas viven a mayor profundidad en los perfiles del suelo, y se alimentan principalmente de suelo y su materia orgánica asociada. Tienen poca pigmentación, y generalmente construyen galerías horizontales y muy ramificadas, que llenan con sus propias deposiciones mientras se mueven por el horizonte orgánico-mineral del suelo. Estas especies de lombrices pueden hacer galerías profundas dentro del suelo, y a diferencia de las lombrices epigeas (que son estrategas de la r: alta tasa de reproducción y baja inversión en recursos por descendiente), estas son estrategas de la k (baja tasa de reproducción y alta inversión en recursos en cada descendiente) (Satchell 1980, Lavelle, 1983), lo que implica mucho mas tiempo para alcanzar el peso máximo. También parecen ser mas resistentes a periodos de ausencia de alimento que las especies epigeas (Lakhani & Satchell 1970). Estas especies no aparentan tener un papel importante en la descomposición de la materia orgánica superficial, ya que se alimentan de material integrado en el suelo; sí son importantes en otros procesos de formación de suelo, como la descomposición de las raíces, o la mezcla del suelo o su aireación. A este grupo pertenecen especies como *Allolobophora calliginosa*, *Aporrectodea rosea* y *Octolasium cyaneum*.

Las lombrices anémicas viven en agujeros verticales más o menos permanentes, que se pueden extender varios metros en el perfil del suelo. Los agujeros permanentes de estas lombrices crean un gradiente microclimático, y las lombrices pueden ser encontradas tanto a poca como a mucha profundidad en sus agujeros, según las condiciones climáticas del suelo. Excretan al nivel del suelo, y salen del agujero por las noches para alimentarse, principalmente de hojarasca, estiércol, y otros tipos de materia orgánica parcialmente descompuesta. Algunas de las especies anémicas pueden crear montones de sus excrementos, denominados “middens”, al lado de la entrada de sus agujeros; estos consisten en excrementos mezclados con suelo y parte del horizonte orgánico. Estas lombrices suelen alcanzar grandes tamaños al llegar a la edad adulta, con colores oscuros en la parte anterior y dorsal, y su tasa de reproducción es relativamente baja. Las especies de lombrices anémicas, con una posición intermedia en la escala r-k (Satchell 1980; Lavelle 1983), son agentes muy importantes en la descomposición de la materia orgánica, los ciclos de nutrientes, y la formación del suelo, acelerando este proceso a nivel mundial. Algunas de las especies incluidas en este grupo son *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea trapezoides* y *Allolobophora longa*.

Especies de lombrices aptas para el vermicompostaje

Tras analizar la clasificación anterior, es obvio que solamente las especies epigeas podrán ser adecuadas para la vermicultura y el vermicompostaje. Además, para poder considerar una determinada especie adecuada para el vermicompostaje, esta debe poseer ciertas características biológicas y ecológicas, como la capacidad de colonizar residuos orgánicos de forma natural, alta tasa de consumo, digestión y asimilación de materia orgánica, capacidad de tolerar un amplio abanico de condiciones ambientales, alta tasa reproductiva mediante un producción elevada de capullos y un tiempo de incubación corto, y un crecimiento

y desarrollo rápido de las crías; además, deberá ser resistente y sobrevivir al manejo por parte de los operadores de la planta. No demasiadas especies poseen estas características.

Eisenia fetida (Savigny 1826) y *Eisenia andrei* (Bouché 1972)

Estas dos especies (Figura 1), muy relacionadas entre ellas, son las más empleadas para el tratamiento mediante compostaje de residuos orgánicos. Las principales razones son que se trata de especies ubicuas, con una amplia distribución por todo el mundo, y muchos residuos orgánicos son colonizados espontáneamente por ellas; tienen un amplio rango de tolerancia a la temperatura y pueden vivir en residuos orgánicos con diferentes niveles de humedad. Son muy resistentes y de fácil manejo; en cultivos mixtos con otras especies, habitualmente terminan siendo las dominantes. La biología y ecología de *E. andrei* y *E. fetida*, cuando se alimentan de residuos animales o lodos de depuradora, ha sido investigada por diversos autores (Graff 1953; Watanabe & Tsukamoto 1976; Hartenstein et al. 1979; Kaplan et al. 1980; Edwards 1988; Reinecke & Viljoen 1990; Elvira et al. 1996; Domínguez & Edwards 1997; Domínguez et al. 1997; Domínguez et al. 2000).

Bajo condiciones óptimas, su ciclo de vida (Figura 2), desde la puesta del capullo hasta la lombriz sexualmente madura (clitelada) y la puesta de la siguiente generación de capullos, abarca de 45 a 51 días. El tiempo que tardan las crías en alcanzar el estado de adultos varía de 21 a 30 días. La copulación de estas especies, que tiene lugar en el interior de la capa de materia orgánica, fue descrita por diversos autores desde 1845 y observada más a menudo que para cualquier otra especie megadrilógica. La puesta de capullos comienza 48 horas después de la copulación, y la producción de capullos varía de 0,35 a 1,3 por día. La viabilidad de las crías es del 72% al 82%, con un tiempo de incubación de 18 a 26 días. El número de de crías nacidas de cada capullo varía de 2,5 a 3,8, dependiendo de la temperatura. La longevidad máxima está entre los 4,5 y 5 años de vida, aunque la supervivencia media a 28ºC es de 594 días, y de 589 días a 18ºC, aunque en condiciones naturales se puede considerar mucho menor a causa del gran número de depredadores y parásitos (Edwards & Bohlen 1996).

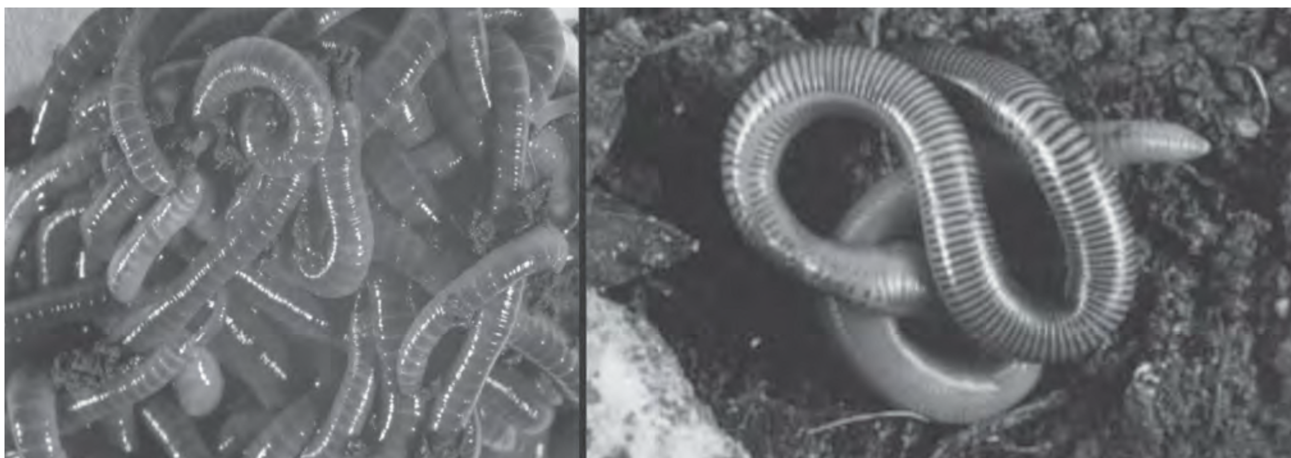


Figura 1.- Foto de *Eisenia andrei* y *Eisenia fetida*

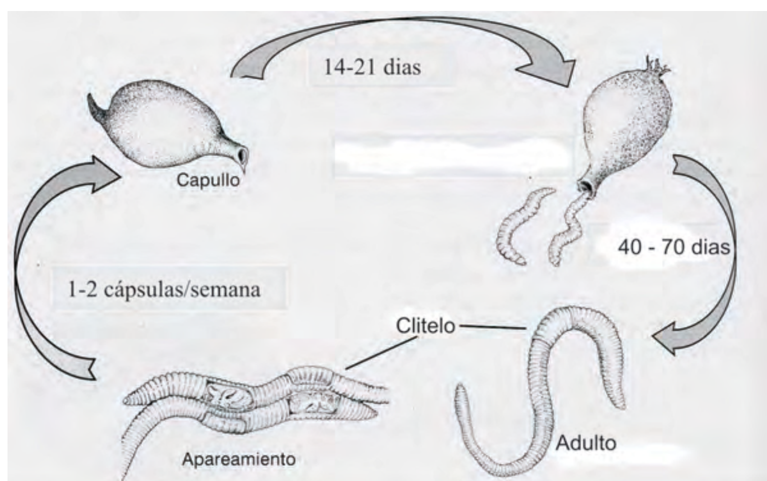


Figura 2.- Ciclo de vida de *Eisenia andrei* y *Eisenia fetida*

Hasta hace relativamente poco tiempo *E. fetida* y *E. andrei* estaban consideradas una única especie con dos formas cromáticas (*E. fetida* var. typica y *E. fetida* var. unicolor), o como dos subespecies distintas (*E. fetida fetida* y *E. fetida andrei*, Bouché 1972). Estudios recientes basados en las diferencias bioquímicas, espectroscópicas, moleculares y reproductivas (Domínguez et al. 2003, 2005; Pérez-Losada et al. 2005) confirmaron la existencia de ambas especies, habiéndose puesto de manifiesto que en condiciones naturales *E. fetida* posee más ventajas adaptativas, mientras que en medios de cultivo controlados *E. andrei* compite y termina desplazando a *E. fetida*. Este desconocimiento de la diferencia entre las dos especies podría llevar a la conclusión de que numerosos trabajos de vermicompostaje en los que se hace mención a *E. fetida*, se podría tratar de esta especie, de *E. andrei* o muy posiblemente de una mezcla de ambas, ya que pueden compartir nicho ecológico aunque no se aparean entre ellas de forma natural.

Microorganismos

En los procesos de vermicompostaje, al igual que sucede en los de compostaje, se encuentran involucrados un gran número de microorganismos, fundamentalmente bacterias, hongos y actinomicetes mesófilos. El desarrollo y las actividades de las lombrices y microorganismos están estrechamente ligados, ya que por una parte los microorganismos constituyen una parte fundamental de la dieta de las lombrices, con una importancia de menor a mayor de bacterias, algas, hongos y protozoos; y por otra las lombrices modifican la estructura física de los residuos, fragmentando la materia orgánica y aumentando su superficie, lo que incrementa la actividad de los microorganismos (Edwards 1988). Así mismo, el aparato digestivo de la lombriz es un sistema complejo, similar para algunos autores al rumen, en el cual existen, cohabitan e intervienen diferentes microorganismos y participan diferentes actividades enzimáticas, que modifican sustancialmente la composición química y microbiológica del material orgánico ingerido (Drake et al. 2006).

Por estos y otros motivos (diversidad de la naturaleza de los residuos orgánicos, densidad poblacional, tipo de lombrices involucradas, etc.) el conocimiento de estos grupos de microorganismos y su evolución durante los procesos de vermicompostaje todavía es muy escaso, y los resultados obtenidos son contradictorios en muchos casos. Así, Aira et al. (2002), empleando purín de cerdo observaron un descenso de la biomasa microbiana total, especialmente durante los primeros días de vermicompostaje. Romero et al. (2006a) pusieron de manifiesto un descenso en el número de bacterias y un aumento del número de hongos en los productos finales obtenidos por vermicompostaje empleando, respectivamente, estiércol de conejo y residuos vitivinícolas. El estudio de la dinámica y biodiversidad microbiana involucrada en los procesos de vermicompostaje constituye una actividad científica a desarrollar en el futuro, para lo cual el empleo de técnicas de biología molecular puede constituir una herramienta muy eficaz.

Fauna asociada

En los procesos de vermicompostaje, especialmente aquellos realizados a gran escala, pueden participar muchos organismos que emplean los residuos orgánicos para alimentarse de la materia orgánica o emplearla como escondite. Un ejemplo son los organismos detritófagos como cochinillas u otros insectos que pueden competir con las lombrices por el alimento. Así mismo, se pueden encontrar asociados otros invertebrados que participen en la descomposición del sustrato orgánico como nematodos, ácaros e insectos detritófagos que compiten con las lombrices por el alimento sin causar daños directamente. Todos estos organismos son conocidos como fauna asociada o acompañante. De todas formas, hay que destacar que en un proceso correctamente manejado, ninguno de los organismos mencionados es capaz de causar un perjuicio a las lombrices, lo que únicamente puede ocurrir cuando no se cumplen las condiciones para el correcto desarrollo del mismo (Martínez et al. 2003).

Influencia de los factores ambientales en el proceso de vermicompostaje

La producción de capullos, tasas de desarrollo, y el crecimiento de las lombrices están afectados de forma importante por las condiciones ambientales. Las especies de lombrices que pueden ser empleadas con éxito en el vermicompostaje son relativamente tolerantes al amplio abanico de condiciones ambientales de los residuos orgánicos, de forma que las pilas o lechos con bajos requerimientos de gestión fueron los sistemas más empleados en el pasado para el procesado de estos residuos. A pesar de esto, ya fue demostrado que estas especies de lombrices tienen límites de tolerancia bien definidos para ciertos parámetros, como la humedad o la temperatura, y que el procesado de los residuos puede ser optimizado si es llevado a cabo bajo unas condiciones químicas y medioambientales relativamente estrechas. Si estos límites son sobrepasados, es posible que las lombrices emigren a zonas mas adecuadas, abandonando el residuo, o mueran, procesándose el residuo de una forma lenta. Esto significa que procesar el residuo bajo ciertas condiciones es lo más recomendable.

Naturaleza y acondicionamiento de los residuos de partida

Existe un gran número de residuos generados por las actividades agrícolas, urbanas e industriales de nuestra sociedad que tienen sido ensayados y empleados de forma óptima en los procesos de vermicompostaje. Estos residuos se pueden clasificar en:

a) Convencionales o residuos naturales de crecimiento de las lombrices: Estiércoles de vacuno, ovino y caballar (Elvira et al. 1996a,b; Benítez et al. 2002).

b) No convencionales o residuos no naturales para el crecimiento de las lombrices: purines de cerdo (Aira et al. 2002; Domínguez 1996), lodos de depuradoras urbanas (Benítez et al. 1999a,b; Domínguez et al. 2000), lodos de industria de celulosas y papel (Elvira et al. 1997, 1998), lodos de industrias lácteas (Nogales et al. 1999a; Elvira et al. 1999; Pérez-Díaz 2004), residuos oleícolas (Benítez et al. 2002, Nogales et al. 1998, 1999a,b), residuos vitivinícolas (Nogales et al. 2005), etc.

En algunos casos es necesario acondicionar previamente el residuo para permitir la supervivencia de las lombrices inoculadas. Esto es exigible en los siguientes casos:

a) Estructura física inadecuada de los residuos: como en el caso de los lodos de depuradora, por lo que hay que mezclarlos con materiales estructurantes para obtener un sustrato suficientemente aireado y poroso que permita no sólo el desplazamiento de las lombrices, sino también el paso del aire y el drenaje del agua en exceso.

b) Elevada salinidad de los residuos: está comprobada una estrecha relación entre la salinidad del sustrato y la composición iónica de los fluidos internos de las lombrices. Por ello, elevadas concentraciones de sales en los residuos pueden tener efectos inhibitorios en la reproducción y desarrollo de las lombrices, e incluso pueden llevar a la muerte de los individuos. En *E. fetida* y *E. andrei*, conductividades del extracto de saturación de los residuos superiores a 8 dS m^{-1} son letales (Edwards 1988). El lavado previo de estos residuos es la técnica de acondicionamiento más empleada.

c) Elevada concentración de amonio: las lombrices son muy sensibles al amonio, y no pueden sobrevivir en los residuos orgánicos que contengan grandes cantidades de este ion (como gallinaza fresca, por ejemplo). Niveles de amonio por encima de 0,5 mg g^{-1} de sustrato son tóxicos para las poblaciones de *E. fetida* y *E. andrei* (Edwards 1988). Por tal motivo algunos lodos de depuradora tienen que ser aireados durante varios días para facilitar la volatilización del amonio antes de ser empleados como alimento para las lombrices (Benítez et al. 1999a).

d) pH inadecuado: la mayor parte de las lombrices epigeas son relativamente tolerantes al pH, pero dentro de un gradiente tenderán a desplazarse hacia el material ácido, con una preferencia por las zonas con pH de 5,0. Sin embrago, las lombrices evitarán zonas con pH inferior a 4,5, y una larga exposición a este pH podría tener efectos letales (Edwards & Bohlen 1996). Los pequeños incrementos de la acidez, causadas por la adicción de residuos frescos a un lecho de vermicompostaje, pueden ser neutralizados por las secreciones intestinales de calcio y amonio. La adicción de caliza al vermicompost es una práctica habitual.

e) Relación C/N inadecuada: a pesar de que *E. fetida* y *E. andrei* pueden degradar residuos con relaciones de C/N elevadas o bajas, se aconseja emplear materiales orgánicos con C/N entre 20 y 30, por lo que la mezcla de varios residuos puede constituir el método más adecuado de acondicionamiento.

f) Concentración elevada de metales pesados y contaminantes orgánicos: los metales pesados y los contaminantes orgánicos pueden provocar alteraciones en el metabolismo de las lombrices, afectando al crecimiento, desarrollo sexual, producción de capullos e incluso a la supervivencia de los individuos. Una pequeña cantidad de metales ingeridos por las lombrices se puede incorporar a los tejidos a través de absorción intestinal (Flemming & Richards 1982), y si esta va a ser empleada como proteína animal o como complemento en piensos animales es conveniente regular el contenido de metales presentes en los residuos a vermicompostar. Además, la mayor parte de los metales pasan de nuevo al medio a través de los excrementos de las lombrices, lo cual afectaría negativamente a la calidad del compost obtenido.

Temperatura

Las lombrices tienen respuestas muy complejas a los cambios de temperatura. Neuhasser et al. (1988) estudiaron el potencial de diversas especies para crecer en lodos de depuradora, y concluyeron que todas estas especies tienen un rango preferido de temperatura, que abarcaba de los 15 a los 25ºC. En sus estudios, la tasa de producción de capullos estaba más restringida por la temperatura que por el crecimiento, y la mayor parte de las especies estudiadas producían más capullos a 25ºC. Edwards (1988) estudió el ciclo de vida y las condiciones óptimas de crecimiento de *Eisenia fetida*, *Dendrobaena veneta*, *Eudrilus eugeniae* y *Perionix excavatus*. Cada una de estas cuatro especies difería considerablemente en términos de respuesta y tolerancia a diferentes temperaturas. La temperatura óptima para *E. fetida* fue de 25ºC, teniendo un rango de tolerancia entre los 0 y los 35ºC. *D. veneta* tenía un óptimo de temperatura inferior, y mucha menos tolerancia a temperaturas extremas. La temperatura óptima para *P. excavatus* y *E. eugeniae* estaba alrededor de 25ºC, pero morían a temperaturas inferiores a 9 o superiores a 30ºC. Las temperaturas óptimas para la producción de capullos fueron, en todos los casos, muy inferiores a aquellas óptimas para el crecimiento de las especies.

Habitualmente, temperaturas inferiores a los 10ºC provocan una reducción de la actividad alimentaria; bajo 4ºC cesa completamente la producción de capullos y el desarrollo de nuevas lombrices (Edwards & Bohlen 1996). En condiciones de temperatura extrema, las lombrices tienden a hibernar o emigrar a capas más profundas del sustrato en la búsqueda de protección. Parece que las lombrices pueden aclimatarse a las temperaturas del otoño y sobrevivir al invierno, pero no pueden sobrevivir cuando están expuestas a largos periodos de heladas.

El efecto deletéreo de las altas temperaturas (por encima de los 30ºC) en la mayor parte de las especies de lombrices no está causado directamente por la temperatura, sino por el incremento de actividad química y microbiana en el sustrato, lo que lleva al consumo de oxígeno, con efectos negativos para la supervivencia de las lombrices.

Humedad

Hay una interacción muy fuerte entre el nivel de humedad de un residuo orgánico y la tasa de crecimiento de las lombrices. En los sistemas de vermicompostaje, la humedad óptima debe estar entre el 50 y el 90% (Edwards 1988). *Eisenia fetida* puede sobrevivir en ese rango de humedad (Edwards 1988; Sims & Gerard 1985), pero su crecimiento es más rápido con humedades de entre el 80 y el 90% (Edwards 1988). Reinecke & Venter (1985) encontraron que la humedad óptima para *E. fetida* estaba por encima del 70% en estiércol de vaca. Sin embargo, *E. andrei* cultivada en purín de cerdo crece y madura de una forma óptima con humedades de entre el 65 y el 90%, estando el óptimo en 85% (Domínguez & Edwards 1997). De acuerdo con Reinecke & Venter (1985), una baja humedad no afectaría solamente a la tasa de crecimiento, sino también al desarrollo sexual de la lombriz, por lo que ejemplares de la misma edad pueden llegar a desarrollar el clitelo a diferentes tiempos bajo diferentes condiciones de humedad.

Aireación

Las lombrices no tienen órganos respiratorios especializados, sino que obtienen el oxígeno por difusión a través de la pared del cuerpo, empleando el mismo mecanismo para la eliminación del dióxido de carbono. Sin embargo, las lombrices son muy sensibles a las condiciones anaerobióticas, y su respiración se puede reducir entre un 55 y un 65% en condiciones de baja presión de oxígeno (por ejemplo, a presiones parciales de oxígeno de 0,25 su nivel normal; Edwards & Bohlen 1996). Además, también se pueden reducir las actividades de alimentación bajo estas condiciones no óptimas. Algunos autores encontraron que los individuos de *E. fetida* y otras especies migraban en gran número de los sustratos saturados de agua, donde las condiciones aerobias estaban agotadas o los niveles de dióxido de carbono o sulfuro de hidrógeno eran elevados. Sin embargo, pueden vivir largo tiempo en agua aireada, como los filtros aireados de las depuradoras.

Densidad poblacional

Es conocido el efecto que la densidad poblacional de las lombrices tiene sobre la tasa de crecimiento y reproducción. Incluso cuando las características físico-químicas del residuo orgánico son las ideales para el vermicompostaje, pueden aparecer problemas debidos a la sobrepoblación. Reinecke & Viljoen (1990), en estudios con *E. fetida* cultivada en estiércol de vaca, y Domínguez & Edwards (1997), que estudiaron el crecimiento y reproducción de *E. andrei* en purín de cerdo, encontraron que cuando el crecimiento es estudiado con diferentes densidades de población, las lombrices de los tratamientos más densamente poblados crecían de una forma más lenta y alcanzaban un peso final también inferior, a pesar de que el peso total de biomasa de lombriz por unidad de residuo era mayor en los tratamientos más poblados. Las tasas de maduración también se ven afectadas por la densidad de población, las lombrices con la misma edad desarrollan el clitelo a tiempos diferentes cuando crecen en cultivos con diferentes densidades; habitualmente, aquellas de los cultivos más densamente poblados tardaban más en desarrollar el clitelo.

Enemigos de las lombrices

A pesar de que se considera al hombre como el principal enemigo de las lombrices a causa del manejo incorrecto de los sistemas de vermicompostaje, otros vertebrados como ratones, aves y topos, pueden constituir una importante amenaza para las lombrices. Sin embargo, estos pueden ser controlados con la implantación sobre y bajo las literas de lonas resistentes que impidan su paso. Existe un gran número de invertebrados que son depredadores o parásitos de las lombrices, como hormigas, tijeretas, ciempiés, etc. Las hormigas pueden llegar a establecerse en colonias con altas densidades, ocasionando daños considerables. Por lo general estos depredadores se pueden controlar manteniendo la humedad del sustrato por encima del 80% y un pH superior a 7. En los países tropicales la planaria (*Bipalium kewense*, Moseley) se puede considerar como la plaga de mayor importancia ya que se fija al intestino de la lombriz, alimentándose de su contenido interno hasta matarla. El control de esta plaga se realiza manteniendo el pH entre 7,5 y 8, ya que este platelminto se desarrolla y comienza su actividad a pH ácidos.

Fuera de estos límites medioambientales, tanto la actividad de las lombrices como la tasa de proceso del residuo orgánico decaen dramáticamente; para alcanzar una optimización adecuada del proceso de vermicompostaje, los residuos deben ser preacondicionados para hacerlos aptos para su tratamiento.

Cuando las condiciones ambientales son mantenidas dentro de los límites adecuados, una tasa máxima de 10 unidades (peso seco) de biomasa de lombriz se puede esperar por cada 100 unidades (peso seco) de residuo orgánico, independientemente de la concentración de nitrógeno, pero habiendo al menos una concentración mínima de un 1% de nitrógeno (Hartenstein 1983; Edwards 1988). A pesar de que esta conclusión está basada en experimentos a escala de laboratorio, una relación similar se puede esperar de los sistemas a nivel de campo que se manejen de una forma correcta.

Parece que la ingestión de residuos orgánicos por parte de las lombrices se detiene cuando un cierto nivel crítico de material humificado es alcanzado, al ser este rico en radicales libres y material no digerible, a pesar de la abundancia de formas de carbono aún oxidables que pudiera permanecer en el medio (Hartenstein 1983; Hartenstein & Neuhauser 1985). Esta podría ser la razón de la baja biomasa de lombriz existente en los suelos tropicales, a pesar de la alta disponibilidad de carbono procedente de la vegetación.

Efecto de la dieta en el crecimiento y reproducción de las lombrices

Las lombrices obtienen su energía de la materia orgánica de la que se alimentan, y sus efectos en las características de esta materia orgánica van a depender de la calidad del recurso y la especie de lombriz. Las lombrices fragmentan los residuos orgánicos con una molleja llena de grava y arena, lo que aumenta la superficie y favorece una alta tasa de actividad microbiana. A pesar de esto, las lombrices emplean más los microorganismos como fuente de nutrientes que la materia orgánica.

El vermicompost puede ser generado a partir de casi cualquier residuo orgánico con un preprocesamiento y control del proceso adecuados. Así mismo, el crecimiento y reproducción de las lombrices depende mucho de la calidad de su alimento, en términos de su potencial para aumentar la actividad microbiana. Según esta calidad, las lombrices invertirán mas energía en el crecimiento o en la reproducción. Por ejemplo, estudiando los efectos de los diferentes agentes estructurantes (papel, cartón, hierba, acículas de pino, serrín y restos de alimento) mezclados con lodos de depuradora (1:1 en peso seco) en el crecimiento y reproducción de *E. andrei*, se observa que el peso y las tasas de crecimiento máximas se daban en la mezcla de restos de alimentos (755±18 mg y 18,6±0,6 mg día, respectivamente), mientras que el menor tamaño final y crecimiento apareció en la mezcla de lodos de depuradora con serrín (572 mg y 11±0,7 mg día, respectivamente). Además, las lombrices se reprodujeron mucho más rápidamente en las mezclas de papel y cartón (2,82±0,39 y 19±0,30 capullos por lombriz y semana, respectivamente), comparado con la reproducción en el control que contenía solamente lodo de depuradora (0,05±0,01 capullos por lombriz y semana) (Domínguez et al. 2000).

El proceso de vermicompostaje

La acción combinada de las lombrices y microorganismos modifica significativamente las características y la composición de los residuos orgánicos. La biodegradación y estabilización de la materia orgánica se lleva a cabo en condiciones mesófilas y aerobias mantenidas por la acción de las lombrices. Por ello, en los procesos de vermicompostaje únicamente hay que mantener una humedad adecuada del material orgánico (mediante riegos manuales o por aspersión) y se evitan otros manejos como la aireación (manual o mediante maquinaria especializada) que encarecen otros procesos como el compostaje. Durante el proceso de vermicompostaje, una fracción de la materia orgánica contenida en los residuos se mineraliza, por lo que los valores de carbono orgánico total disminuyen de forma notable. El grado de disminución es variable (entre un 10 y un 55%) dependiendo fundamentalmente de la naturaleza de los residuos orgánicos, su biodegradabilidad, densidad de población de las lombrices y duración del proceso. Comparativamente las hemicelulosas y celulosas se degradan más fácilmente que las ligninas, cuyo contenido se mantiene o aumenta durante el vermicompostaje (Elvira et al. 1996; Romero et al. 2006a). La materia orgánica residual tiende a humificarse, polimerizarse y policondensarse, particularmente durante las etapas finales del proceso. Debido a ello, los niveles de ácidos húmicos y en menor medida de ácidos fúlvicos en los productos finales aumentan (entre un 20 y un 60%) respecto a los registrados en los materiales de partida, y las características químicas y estructurales de los ácidos húmicos neoformados durante el proceso de vermicompostaje son similares a las del suelo natural (Elvira et al. 1999; Romero et al. 2006b).

En los últimos años, y de forma similar al proceso de compostaje, se ha suscitado un gran interés en el estudio y conocimiento de la evolución de diferentes actividades enzimáticas como biomarcadores de los procesoso de vermicompostaje, con el objeto de obtener información acerca de los cambios de los residuos orgánicos, así como del funcionamiento de los ciclos de elementos. En general, la mayor parte de las actividades enzimáticas estudiadas (deshidrogenasa, proteasa, ureasa, β-glucosidasa, fosfatasa, etc.), después de un aumento durante los primeros estadios del proceso, tienden a disminuir a medida que avanza la biodegradación de los residuos orgánicos por la acción de las lombrices y los microorganismos (Benítez et al. 1999a, b, 2002). Por tal motivo, los vermicompost obtenidos tendrán una menor actividad que los materiales orgánicos frescos. Sin embargo, hay que señalar que los vermicomposts, al tener estabilizada su materia orgánica, conseguirán una mayor eficacia en la construcción de un "pool" enzimático "estable", es decir, complejos "enzima – humus" capaces de resistir la desnaturalización de los enzimas (Benítez et al. 2000a, 2005). Debido al conocimiento adquirido sobre la evolución de las diferentes actividades enzimáticas durante el vermicompostaje, Benítez et al. (1999a) establecieron un índice del potencial metabólico (actividad deshidrogenasa / carbono soluble en agua) de ese proceso, que permitió diferenciar dos fases en el proceso de vermicompostaje: una inicial hidrolítica y otra final de maduración (Figura 3).

La concentración de nutrientes de los residuos orgánicos tiende a aumentar durante el proceso de vermicompostaje. Este aumento es mas apreciable para el fósforo, calcio, magnesio y los micronutrientes, y es atribuido a un efecto de concentración de ellos, debido a la mineralización de la materia orgánica contenida en los residuos orgánicos. La dinámica del nitrógeno durante el vermicompostaje es variable, observándose tanto aumentos como disminuciones. Los descensos se registraron en residuos que inicialmente presentaban una dosis muy elevada de este nutriente, y se tienen atribuido al propio consumo por parte de la lombriz y a pérdidas por volatilización de este elemento en forma de amonio, así como por lixiviación en el drenaje de algunos de estos sistemas de vermicompostaje (Nogales et al. 1999a). Los aumento, en cambio, están relacionados con un efecto de concentración del mismo, debido a la mineralización de la materia orgánica (Elvira et al. 1998). La concentración de potasio tiende a disminuir durante el vermicompostaje debido, fundamentalmente, a una pérdida parcial de este elemento a través del agua de lixiviación que percola (Elvira et al. 1998).

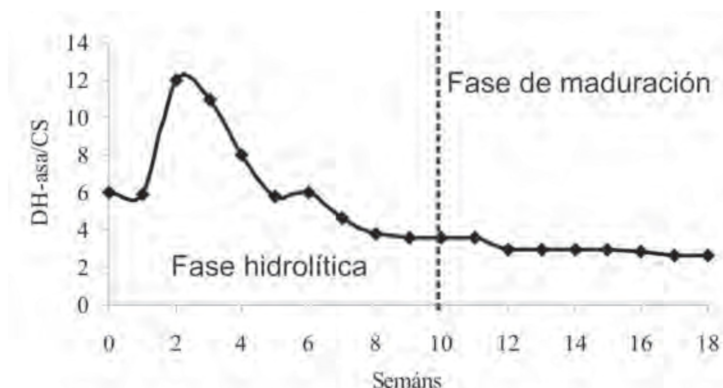


Figura 3.- Evolución del índice del potencial metabolico durante el vermicompostaje de lodos residuales (Benítez et al. 1999a)

La concentración total de metales pesados (Cd, Ni, Cr, Pb, etc.) presentes en algunos residuos orgánicos aumenta durante el vermicompostaje debido a la mineralización de la materia orgánica (Elvira et al. 1995). Sin embargo, las concentraciones de metales pesados asimilables o extraíbles tienden a disminuir considerablemente, a consecuencia de la formación de complejos insolubles de elementos con los ácidos húmicos neoformados y fracciones orgánicas mas polimerizadas (Domínguez 2004). Respecto a los contaminantes orgánicos, el vermicompostaje se muestra como un proceso eficaz para reducir sus niveles. Así, la elevada concentración de polifenoles que presentan los alperujos desaparece tras 4 meses de biotransformación por lombrices y microorganismos (Saavedra et al. 2006).

Vermicompostaje y microorganismos patógenos

El vermicompostaje, como el compostaje, conlleva una importante reducción de las poblaciones de microorganismos patógenos. En algunos de nuestros trabajos se observó que tras 60 días de vermicompostaje, la cantidad de coniformes fecales en lodos de depuradora y purines de cerdo descendía desde 39000 NMP (número mas probable) hasta 0 NMP por gramo. En el mismo periodo, *Salmonella spp.* También sufrió una reducción drástica desde 5 NMP g^{-1} hasta <1 NMP g^{-1}, valor aceptado por la EPA (Domínguez 2004; Monroy 2006). Otros resultados similares tienen sido presentados por Eastman (1999), también para coniformes fecales y *Salmonella*, así como para virus entéricos y huevos de platelmintos.

Tipos de sistemas de vermicompostaje

Los procesos de vermicompostaje se pueden desarrollar a diferentes escalas, dependiendo fundamentalmente de los fines que persigan. Básicamente se pueden establecer cuatro escalas.

Procesos a escala doméstica

El objetivo es emplear como alimento para las lombrices los residuos de cocina y otros desperdicios que se originan en el propio hogar, y emplear los productos finales (vermicompost y lombrices) en las huertas, jardines, macetas o en la alimentación de los animales domésticos. Únicamente se precisa de algunas cajas, cajones o cualquier otro recipiente de madera, plástico o metal que se pueda mantener dentro de la casa o en el patio. En el mercado existen una gran variedad de vermicompostadores domésticos de diferentes diseños.

Procesos a pequeña escala o escala de laboratorio

Habitualmente empleados en los laboratorios y centros de investigación. Su finalidad es dar información sobre las bases científicas del proceso de vermicompostaje y sobre la viabilidad del empleo de nuevos residuos orgánicos, solos o mezclados con otros, para su uso como alimento de las lombrices. Las condiciones ambientales de estos procesos están muy controladas, manteniéndose constantes la humedad y la temperatura, por lo que se desarrollan en cámaras especiales para tal fin. Se emplean contenedores o receptáculos de pequeño tamaño, abiertos o cerrados, según el tipo de experimento a desarrollar.

Procesos a escala media o piloto

Empleados en areas pequeñas, su objetivo fundamental es reciclar los residuos de cosechas, estiércoles animales o residuos agrícolas industriales, para obtener vermicompost y fertilizar sus cultivos. Su empleo también está destinado a centros de investigación para optimizar el proceso de vermicompostaje a una mayor escala en condiciones semicontroladas o sin controlar. Para ello se emplean dispositivos de diferente tamaño, pequeñas literas, canteros, cuñas, lechos y reactores medianos (Figura 4).



Figura 4.- Dispositivos experimentales de procesos de vermicompostaje a escala piloto

Procesos a escala industrial

Estos procesos tienen como finalidad la obtención y comercialización del vermicompost. En general estas unidades poseen en explotación más de 500 m^2 de literas de cultivo directo. Cuando una unidad alcanza el límite de ampliación de literas (en las que se incorporan las lombrices que se van generando), se presenta lo que se conoce como sobreexplotación de estos animales. En este momento aparece la lombriz como un nuevo producto para su comercialización que puede ser en vivo, o previa transformación en harina de lombriz. A esta escala, por lo general, se requiere una mecanización del proceso, siendo necesario un diseño de campo de forma que se cuente con las siguientes áreas:

a) Área de acondicionamiento: Zona donde se procede al acondicionamiento de los residuos orgánicos que posteriormente serán empleados por las lombrices.

b) Área de literas: Estas literas deben tener un ancho y un largo que permita la mecanización de los procesos de alimentación, riego y recogida del vermicompost.

c) Área de cría: Esta área constituye la reserva de lombrices en el caso de que algún error de manejo del proceso provoque la muerte de los ejemplares ubicados en las literas.

d) Área de almacenamiento: Zona donde el vermicompost es trasladado tras ser recogido. Es recomendable que sea un área ventilada y protegida de la lluvia. Bajo estas condiciones se reduce la humedad del vermicompost a un 30% mediante el secado al aire y, posteriormente, se tamiza por diferentes medidas dependiendo del objetivo de su empleo, envasándose en caso de ser necesario.

Productos finales del vermicompostaje

Vermicompost, compost de lombriz, lumbricompost, humus de lombriz

El vermicompost, en sus diferentes acepciones, es definido como el producto final resultante de un proceso de vermicompostaje, presentando unas condiciones físicas óptimas, un contenido variable de materia orgánica parcialmente humificada, contenidos variables de nutrientes y sustancias fitorreguladoras, y que puede ser almacenado sin posteriores tratamientos ni alteraciones. Según la legislación vigente (BOE 2005), el vermicompost es un producto estabilizado obtenido a partir de materiales orgánicos, por digestión con lombrices, bajo condiciones controladas. Los contenidos mínimos en principios activos y nutrientes exigibles para el vermicompost son los siguientes: materia orgánica total 40%; humedad entre 30 y 40%; C/N<20; y el 90% de las partículas deben pasar por una malla de 25 mm. La composición de los vermicompost es variable, dependiendo del tipo de residuo orgánico empleado como material de partida (Tabla 1).

Los vermicompost obtenidos han sido tradicionalmente empleados en la agricultura, como enmiendas, abonos o fertilizantes orgánicos de los suelos, así como sustratos de cultivo bajo cubierta (Benítez et al. 2000b). Los efectos positivos que ocasionan sobre la fertilidad física, química y biológica del suelo, y sobre los rendimientos de la cosecha de los cultivos, son similares e incluso superiores a los del compost. En los últimos años ha suscitado un gran interés científico el empleo de vermicompost para otros fines distintos de los tradicionales, debido a las capacidades específicas que poseen cuando son incorporados al suelo. El conocimiento existente sobre estas nuevas capacidades es aun muy limitado, pero entre otras se tienen observado las siguientes: a) capacidad para reducir hongos patogénicos que desarrollan podredumbre y necrosis radicular de plantas cultivadas (Lorite et al. 2005), b) capacidad para modificar la extractabilidad de metales pesados en suelos contaminados y residuos mineros, evitando su transferencia a plantas y acuíferos subterráneos (Nogales & Benítez 2006), c) capacidad para modificar el comportamiento (adsorción y degradación) de plaguicidas en suelos (Fernández-Bayo et al. 2006), d) capacidad para ser empleado como bioadsorbente de plaguicidas (Romero et al. 2006a), e) capacidad para regenerar suelos degradados (Benítez et al. 2004).

Lombrices

Como resultado del proceso de vermicompostaje se producen periódicamente excedentes de lombrices. Estas pueden constituir una fuente adicional de ingresos en estos

	Estiercol vacuno[a]	Purín de cerdo[b]	Lodo de papelera[c]	Lodo lácteo[c]	Alperujo[d]	Lodo de vinazas[e]
pH	8,1	6,1	8,1	7,8	7,4	7,5
CE ds m^{-1}	6,6	2,2	0,41	0,45	1,3	1,0
C org g kg^{-1}	250	267	151	225	351	345
AH g kg^{-1}	9	11	34	38	11,4	12,3
C/N	17	11	16	13	24	13
N g kg^{-1}	15	25	12	17	15	27
P g kg^{-1}	2,2	33	5,9	7,7	3,8	5,9
K g kg^{-1}	5,7	5,1	7,6	7,6	8,5	7,6
Fe g kg^{-1}	1,9	5,9	7,5	9,3	4,2	6,7
Mn mg kg^{-1}	75	678	190	218	101	149
Cu mg kg^{-1}	4	704	34	43	106	171
Zn mg kg^{-1}	16	2535	108	198	483	209

Tabla 1.- Análisis de vermicomposts obtenidos a partir de diferentes residuos orgánicos ([a] Benítez et al. (2002), [b] Domínguez (1996), [c] Elvira et al. (1998), [d] Nogales & Benítez (2006), [e] Nogales et al. (2005)

procesos, ya que vivas o transformadas en harinas, pueden ser empleadas para alimentación animal. El agua es el principal constituyente de la lombriz (alrededor del 85-90% del peso total), el resto esta constituido mayoritariamente por proteinas (70-82% peso seco), así como carbohidratos (7-10% peso seco), grasas (8-20% peso seco) y elementos minerales (2-3% peso seco). La proteína de lombriz contiene todos los aminoácidos esenciales, que se encuentran bien equilibrados y a niveles superiores a los registrados en las proteínas de vacuno o pescado (Edwards & Bohlen 1996). La harina de lombriz, que tiene un alto valor proteico, es empleada en el ámbito industrial en la fabricación de piensos para alimentación de vacas, cerdos, gallinas, etc. Se comprobó que los piensos enriquecidos con harina de lombriz alcanzan mejores resultados en la alimentación animal que los equilibrados con otras proteínas, reduciéndose los costes de producción entre un 20 y un 40%.

Lixiviados del proceso de vermicompostaje

En algunos procesos de vermicompostaje, el exceso de agua adicionada a los sustratos orgánicos para mantener las condiciones óptimas de humedad percola de las literas, siendo recogida en contenedores. Estos lixiviados contienen concentraciones variables de materia orgánica disuelta, macro y micronutrientes. En relación a esto, Benítez et al. (1995) observaron que la aplicación al suelo de lixiviados de un proceso de vermicompostaje empleando estiércol vacuno aumentó el rendimiento de la cosecha en un cultivo de espinaca, suministrando adecuadamente N, P, y sobre todo K a este cultivo. El empleo de los lixiviados de proceso de vermicompostaje todavía es muy escaso, y en algunos casos habría que tener precaución debido a que pueden contener compuestos orgánicos tóxicos, sobre todo si se emplean residuos orgánicos procedentes del sector urbano o industrial.

Bibliografía

Aira, M., Monroy, F., Domínguez, J. & Mato, S. (2002). How earthworm density affects microbial biomas and activity in pig manure. European J. Soil Biol. 38:7-10.

Allevi, L., Citterio, B. & Ferrari, A. (1987). Vermicomposting of rabbit manure: modifications of microflora. En: de Bertoldi, M.; Ferranti, M.P.; L'Hermite, P. & Zucconi, F. (Eds.). Compost: production, quality and use. Elsevier Applied Science, Amsterdam, The Netherlands, 115-126.

André F, Davant N (1972**)** L'autofecondation chez les lombriciens. Observation d'un cas d'autoinsemination chez *Dendrobaena rubida subrubicunda* Eisen. Séance, 12 du Décembre: 725-728.

Atiyeh, R.M., Domínguez, J., Subler, S. & Edwards, C.A. (2000). Biochemical changes in cow manure processed by earthworms (*Eisenia andrei*) and their effects on plant growth. Pedobiologia. 44, 709-724.

Bengsston, G.; Gunnarsson, T. & Rundgren, S. (1986). Effects of the metal pollution on the earthworm *Dendrobaena rubida* (Sav.) in acidified soils. Water Air Soil Pollut. 28: 361-383.

Benítez, E., Nogales, R., Elvira, C., Masciandaro, G. & Ceccanti, B. (1999a). Enzymes activities as indicators of the stabilization of sewage sludges composting by Eisenia andrei. Biores. Technol. 67: 297-303.

Benítez, E., Nogales, R., Elvira, C., Masciandaro, G. & Ceccanti, B. (1999b). Enzyme and earthworms activities during vermicomposting of carbaryl treated sewage sludge. J. Environ. Qual. 28, 4: 1099-1104.

Benítez, E., Nogales, R., Masciandaro, G. & Ceccanti, B. (2000a). Isolation by IEF of humic –urease complexes from earthworms processed sewage sludges. Biol. Fert. Soils. 31: 489-493.

Benítez, E., Melgar, R., Sainz, H., Gómez, M. & Nogales, R. (2000b). Enzyme activities in the rhizosphere of pepper (*Capsicum annuun* L.) grown with olive cake mulches. Soil Biol. Biochem. 32: 1829-1835.

Benítez, E., Sainz, H., Melgar, R. & Nogales, R. (2002). Vermicomposting of a lignocellulosic by-product from olive oil industry: a pilot scale study. Waste Manag. Res. 20: 134-142.

Benítez, E., Sainz, H. & Nogales, R. (2005). Hydrolytic enzyme activities of extracted humic substances during the vermicomposting of a lignocellulosic olive waste. Biores. Technol. 96: 785–790.

BOE (2005). Real Decreto 824/2005 sobre productos fertilizantes. BOE num 171 del 19 de julio de 2005

Bouché, M.B. (1977). Strategies lombriciennes. Biology Bulletin. 25, 122-132.

Butt, K.R. (1993). Utilization of solid paper mill sludge and spent brewery yeast as a feed for soil-dwelling earthworms. Bioresource technology. 44, 105-107.

Cotton, D.C.F. & Curry, J.P. (1980a). The effects of cattle and pig slurry fertilizers on earthworms (Oligochaeta, Lumbricidae) in grassland managed for silage production. Pedobiologia. 20:181-188.

Cotton, D.C.F. & Curry, J.P. (1980b). The response of earthworm populations (Oligochaeta, Lumbricidae) to high applications of pig slurry. Pedobiologia. 19:425-438.

Cluzeau, D. & Fayolle, L. (1989). Croissance et fécondité compareés de *Dendrobaena rubida tenuis* (Eisen, 1874), *Eisenia andrei* (Bouché, 1972) et *Lumbricus rubellus rubellus* (Hoffmeister, 1843) (Oligochaeta, Lumbricidae) en élevage contrôlé. Rev. Ecol. Biol. Sol. 26:111-121.

Darwin, C. (1881). The formation of vegetable mould though the action of worms with observations on their habits. Murray, London.

Domínguez, J. (1996). Estudio y comparación de los procesos de compostaje y vermicompostaje. Aplicación práctica al tratamiento de purines de cerdo. Tesis Doctoral de la Universidad de Vigo.

Domínguez, J. & Edwards C.A. (1997). Effects of stocking rate and moisture content on the growth and maturation of *Eisenia andrei* (Oligochaeta) in pig manure. Soil Biology and Biochemistry. 29, 743-746.

Domínguez, J., Briones, M.J.I. & Mato, S. (1997). Effect of the diet on growth and reproduction of Eisenia andrei (Oligochaeta, Lumbricidae). Pedobiologia. 41:566-576.

Domínguez, J., Edwards, C.A. & Webster, M. (2000). Vermicomposting of sewage sludge: effect of bulking materials on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia andrei*. Pedobiologia. 44, 24-32.

Domínguez, J., Velando, A., Aira, M. & Monroy, F. (2003). Uniparental reproduction of *Eisenia fetida* and *E. andrei* (Oligochaeta: Lumbricidae): Evidence of selfinsemination. Pedobiologia. 47: 530-534.

Domínguez, J. (2004). State of the art and new perspectives on vermicomposting research. En: Edwards, C.A. (Ed.). Earthworm Ecology, second edition. pp. 401–424. CRC Press. Boca Raton, FL.

Domínguez, J., Velando, A. & Ferreiro, A. (2005). Are *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) and *Eisenia andrei* Bouché, 1972 (Oligochaeta, Lumbricidae) different biological species?. Pedobiol. 49: 81-87.

Drake, H.L. & Horn, M. (2006). Earthworm gut microbial biomes: their importance to soil microorganisms, denitrification, and the terrestrial production of the greenhouse gas N_2O. En: König, H, Varma, A.(Eds.). Intestinal Microorganisms of Termites and other Invertebrates. pp. 65-87. Springer Verlag. New York.

Eastman, B.R. (1999). Achieving pathogen stabilization using vermicomposting. Biocycle. 40: 62-64.

Edwards, C.A. (1988a). Breakdown of animal, vegetable and industrial organic wastes by earthworms. En: Edwards C.A. & Neuhauser, E.F. (Eds.) Earthworms in Waste and Environmental Management. SPB, The Hague, The Netherlands, pp. 21-31.

Edwards, C.A. (1988b). The use of earthworms in the breakdown and management of organic wastes. En: Edwards, C.A. (Ed.). Earthworm ecology. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Edwards, C.A. & Bohlen, P.J. (1996). Biology and Ecology of Earthworms. Chapman and Hall, London.

Elvira, C., Domínguez, J., Sampedro, L. & Mato, S. (1995). Vermicomposting for the paper pulp industry. BioCycle. 62-63.

Elvira, C., Domínguez, J. & Briones, M.J.I. (1996a). Growth and reproduction of *Eisenia andrei* and *E. fetida* (Oligochaeta, Lumbricidae) in different organis residues. Pedobiologia. 40, 377-384.

Elvira, C., Domínguez, J. & Mato, S. (1996b). The growth and reproduction of *Lumbricus rubellus* and *Dendrobaena rubida* in cow manure. Mixed cultures with *Eisenia andrei*. Appl. Soil Ecol. 5: 97-103.

Elvira, C., Sampedro, L., Domínguez, J. & Mato, S. (1997). Vermicomposting of wastewater sludge from paper pulp industry with nitrogen rich materials. Soil biology and biochemistry. 29, 759-762.

Elvira, C., Sampedro, L., Benítez, E. & Nogales, R. (1998). Vermicomposting od sludges from paper mill and dairy industries with *Eisenia andrei*: a pilot scale study. Biores. Technol. 63: 205-211.

Elvira, C., Sampedro, L. & Nogales, R. (1999). Suitability of sludges from dairy and paper industries for growth and reproduction of *Eisenia andrei*. Pedobiol. 43, 6: 766-770.

Evans, A.C. & Guild, D.W.McL. (1948). Studies on the relationships between earthworms and soil fertility. V. On the life cycles of some British Lumbricidae. Ann. Appl. Biol. 35: 471-484.

Fernández-Bayo, J., Nogales, R. & Romero, E. (2006). Improvement of Imidacloprid (Confidor®) in soils by adding vermicompost from spent grape marc. Sci. Total. Environ. En prensa.

Fleming, T.P. & Richards, K.S. (1982). Localization of adsorbed heavy metals on the earthworm body surface and their retrieval by chelation. Pebobiologia. 23: 415-418.

Graff, O. (1953). Die regenwürmer Deutschlands. Schrift. Forsch. Land. Braunschweig. 7, 81-91.

Hartenstein, R., Neuhauser, E.F. & Kaplan, D.L. (1979). reproductive potential ofthe earthworm *Eisenia fetida*. Oecologia. 43, 329-340.

Hartenstein, R. (1983). Assimilation by *Eisenia fetida*. In Satchell J.E. (Ed.) Earthworm Ecology. Chapman and Hall, Cambridge.

Hartenstein, R. & Neuhauser, E.F. (1985). Stabilization of activated sludge bioassay with *Eisenia fetida* and certain organic chemical characteristics. J. Water Pollut. Control Fed. 57: 419-421.

Kaplan, D.L., Hartenstein, R., Neuhauser, E.F. & Malecki, M.R. (1980). Physicochemical requirements in the environment of the earthworm *Eisenia fetida*. Soil Biol Biochem. 12: 347-352.

Lakhani, K.H. & Satchell, J.E. (1970). Production by *Lumbricus terrestris* (L.). Journal of Animal Ecology. 39, 473-492.

Lavelle, P. (1983). The structure of earthworms communities. En: Satchell, J.E. (Ed.) Earthworm Ecology, from Darwin to Vermiculture. Chapman and Hall, London, pp. 449-466.

Lavelle, P. & Barois, I. (1984). Potential use of earthworms in tropical soils. Proceedings of the International Conference on Earthworms Waste and Environmental Management.

Lavelle, P., Barois, I., Blanchart, E., Brown, G., Brussaard, L., Decaëns, T., Fragoso, C., Jimenez, J.J., Kajondo, K.K., Martínez, M.A., Moreno, A., Pashanasi, B., Senapati, B. & Villenave, C. (1998). Earthworms as a resource in tropical agroecosystems. Nature e Resources. 34, 26-41.

Lofs-Holmin, A. (1986). Processing of municipal sludges through earthworms (*Dendrobaena veneta*). Swedish Journal of Agricultural Research. 16: 67-71.

Lorite, M.J., Cifuentes, C., Romero, E., Benítez, E. & Nogales, R. (2005). Effectiveness of olive-derived organic amendments in suppressing *Rhizoctonia solani* in vetch cultures. En: Jiménez Ballesta, R., Álvarez, A.M. (Eds.) Control de la Degradación de Suelos, pp 413-417. Universidad Autónoma de Madrid.

Martínez, F., Calero, B., Nogales, R. & Rovesti, L. (2003). Lombricultura. Manual práctico. Unidad de producciones gráficas MINREX, Cuba.

Monroy, F. (2006). Efecto das miñocas (Clase Oligochaeta) sobre a comunidade descompoñedora durante o proceso de vermicompostaxe. Tesis doctoral. Universidade de Vigo.

Muyima, N.Y.O., Reinecke, A.J. & Viljoen, S.A. (1994). Moisture requirements of *Dendrobaena veneta* (Oligochaeta), a candidate for vermicomposting. Soil Biol Biochem. 26: 973-976.

Neuhauser, E.F., Loehr, R.C. & Malecki, M.R. (1988). The potential of earthworms for managing sewage sludge. En: Edwards C.A. & Neuhauser, E.F. (Eds.). Earthworms in waste and environmental management. SPB, The Hague, The Netherlands, pp. 9-20.

Nogales, R., Thompson, R., Calmet, A., Benítez, E., Gómez, M. & Elvira, C. (1998). Feasibility of vermicomposting residues from oil production obtained using two stages centrifuge. J. Environ. Sci. Health. A33: 1491-1501.

Nogales, R., Elvira, C., Benítez, E., Thompson, R. & Gómez, M. (1999a). Feasibility of vermicomposting dairy biosolids using a modified system to avoid earthworm mortality. J. Environ. Sci. Health. B34:151-169.

Nogales, R., Melgar, R., Guerrero, A., Lozada, G., Benítez, E., Thompson, R. & Gómez, M. (1999b). Growth and reproduction of *Eisenia andrei* in dry olive cake mixed with other organic wastes. Pedobiol. 43: 744-752.

Nogales, R., Cifuentes, C. & Benítez, E. (2005). Vermicomposting of winery wastes: A laboratory study. J. Envion. Sci. Health. B49: 659-673.

Nogales, R. & Benitez, E. (2006). Absorption of zinc and lead to *Dittrichia viscosa* grown in a contaminated soil amended with olive-derived wastes. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 76: 538-544.

Omodeo, O. (1952). Cariologia dei Lumbricidae. Caryologia. 4:173-274.

Pérez-Losada, M., Eiroa, J., Mato, S. & Domínguez, J. (2005). Phylogenetic species delimitation of the earthworms *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) and *Eisenia andrei* Bouché, 1972 (Oligochaeta, Lumbricidae) based on mitochondrial and nuclear DNA sequences. Pedobiol. 49: 317-324.

Reinecke, A.J. & Venter, J.M. (1985). The influence of moisture on the growth and reproduction of the compost worm *Eisenia fetida* (Oligochaeta). Rev Ecol Biol Sol. 22: 473-481.

Reinecke, A.J. & Viljoen, S.A. (1990). The influence of worm density on growth and cocoon production of the compost worm *Eisenia fetida*(Oligochaeta). Rev Ecol Biol Sol. 27: 221-230.

Reynolds, J.W. (1994). Earthworms of the world. Global diversity 4, pp. 11-16.

Romero, E., Salido, A., Cifuentes, C., Fernández, J.D. & Nogales, R. (2006a). Effect of vermicomposting process on pesticides sorption capability using agroindustrial wastes. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 86: 289-297.

Romero, E., Plaza, C., Senesi, N., Nogales, R. & Polo, A. (2006b). Humic acid-like fractions in raw and vermicomposted winery and distillery wastes. Geoderma. En prensa.

Saavedra, M., Benítez, E., Cifuentes, C. & Nogales, R (2006).Enzyme activities and chemical changes in wet olive cake after treatment with *Pleurotus ostreatus* or *Eisenia fetida*. Biodegradation. 17: 93-102.

Satchell, J.E. (1980). R worms and K worms: a basic for classifying lumbricid earthworms strategies. En: Dindal, D.L. (Ed.) Soil Biology as Related to Land Use Practices. PA publishing, pp. 848-863.

Satchell, J.E. (1983). Earthworm Ecology, from Darwin to Vermiculture. Chapman & Hall, London.

Sims, R.W. & Gerard, B.M. (1985). Earthworms. In Kermack DM, Barnes RSK (eds) Synopses of the British Fauna (New Series), nº 31. Published for the Linnean Society of London and the Estuarine and Brackish-water Sciences Association, London.

Viljoen, S., Reinecke, A.J. & Hartman, L. (1991). Life-cycle of the European compost worm *Dendrobaena veneta* (Oligochaeta). S. Afr. J. Zool. 26: 43-48.

Watanabe, H. & Tsukamoto, J. (1976). Seasonal change in size, class and stage structure of lumbricid *Eisenia foetida* population in a field compost and its practical application as the decomposer of organic waste matter. Rev. Ecology and Biology of Soil. 13, 141-146.

21 Técnicas de muestreo aplicadas a materiales compostados. Introducción al muestreo de sólidos heterogéneos particulados

D. Cereijo

Introducción

Las técnicas instrumentales modernas de análisis permiten determinar la composición química de una muestra con unos niveles de exactitud y precisión muy elevados, y hoy en día ya no es extraño que incluso laboratorios relativamente modestos inviertan grandes sumas de dinero en este tipo de equipamientos.

Sin embargo, el error analítico cometido durante las operaciones de laboratorio contribuye únicamente en una pequeña proporción a la varianza total observada en los datos. Así, un examen de los resultados de los componentes del análisis de la varianza realizado en datos de suelos que habían sido muestreados para PCB's (Barth et al. 1989) indicaron que el 92% de la varianza total provenía de la toma de muestras, y que únicamente un 8% había sido introducido una vez la muestra había sido tomada, siendo menor del 1% el total del error que podía ser atribuido al proceso analítico propiamente dicho.

A no ser que una población pueda ser total y exhaustivamente medida o analizada, el muestreo es el primer paso a realizar en cualquier proceso de medida o estudio experimental de una población. Las características de las muestras tomadas se utilizan para hacer estimaciones de las propiedades de la población bajo el supuesto de que éstas representan de forma exacta y precisa a la población. Sin embargo, si esta suposición resulta ser falsa, el muestreo se podrá convertir en el punto más débil del proceso analítico y conducir a los más grandes errores en el proceso de medida o estudio experimental.

El simple hecho de que una muestra proceda del lugar de estudio no significa que la muestra represente la población de interés. Se deben tener en cuenta consideraciones acerca de la constitución del material muestreado, su grado de heterogeneidad, los métodos usados para la toma de muestras (incluyendo qué tipo de herramientas apropiadas se han utilizado), qué se supone que representa la muestra, la masa de la muestra necesaria para ser representativa, y los límites de lo que significa realmente ser "representativo".

Por otra parte, las muestras de campo son generalmente mucho más grandes que las necesarias para el análisis de laboratorio, y generalmente es preciso practicar uno o varios submuestreos con la finalidad de reducir la masa de la muestra inicial y obtener así la cantidad de muestra necesaria para un determinado protocolo analítico. El error introducido por este submuestreo tampoco debe ser ignorado. La incertidumbre asociada a esta actividad puede exceder la incertidumbre del método analítico en uno o más órdenes de la magnitud (Jenkins et al. 1997; Gerlach et al. 2002).

El problema de la selección de una muestra representativa a partir de un material sólido heterogéneo particulado ha sido ampliamente estudiado en la industria de extracción minera, culminando con la denominada Teoría de Muestreo de Sólidos Particulados Heterogéneos de Pierre Gy (Gy 1982, 1998; Pitard 1993; Smith 2001). Si bien existen diversos enfoques del problema, se ha demostrado que todos estos enfoques teóricos son similares a la teoría de muestreo de Gy (Ingamells & Pitard 1986).

La teoría de muestreo de Pierre Gy ha sido aplicada con gran eficacia a la industria minera desde que ha sido introducida en 1953, y su validez en muestreos ambientales ha sido verificada recientemente por la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos, que

Equipo de Biotecnoloxía Ambiental. Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal. Universidade de Vigo. E-mail: dcereijo@uvigo.es

recomienda su aplicación tanto en la toma de muestras de residuos, como en la preparación de submuestras de laboratorio (USEPA 2002).

La teoría de muestreo de Gy constituye una exhaustiva aproximación al conocimiento y cálculo de todas las fuentes de incertidumbre que afectan al cálculo de la concentración de un analito de interés (Pitard 1993; Smith 2001), y está basada en la relación que existe entre la variabilidad del material, el tamaño de las partículas del material, la distribución del analito de interés, y el tamaño de la muestra tomada.

El concepto de heterogeneidad

La heterogeneidad es la condición de una población (o lote) según la cual no todos los elementos individuales son idénticos respecto a una característica de interés dada, y es la razón por la cual una muestra no reproduce con exactitud las características del lote al cual se supone que representa.

Se pueden distinguir dos tipos de heterogeneidad, la heterogeneidad de constitución (HC), que describe las diferencias en las propiedades físicas y químicas del material particulado; y la heterogeneidad de distribución (HD), que describe las diferencias en la distribución de las partículas.

Una muestra particulada representativa debe tener una masa finita, lo cual quiere decir que existe un límite inferior en cuanto al número de partículas de una forma y tipo dados (en cuanto a características físico-químicas) que contiene. Dado que la muestra podrá contener cualquier subconjunto posible de combinaciones de partículas, si esta muestra es demasiado pequeña comparada con la cantidad de material a representar (la población o lote), puede que no haya suficientes partículas en la muestra de los diferentes tipos que componen el lote, y que esta no sea, por tanto, representativa. Así, cualquier característica medida de esa muestra será diferente en función de qué combinación exacta de partículas haya llegado a la muestra, dando lugar a una variabilidad en la magnitud de la característica de interés. Esta variabilidad asociada con la selección aleatoria es la mínima incertidumbre que estará presente independientemente de cómo se tome la muestra. El objetivo consiste en saber cuándo se han seleccionado las suficientes partículas de forma aleatoria para que éstas sean representativas del lote.

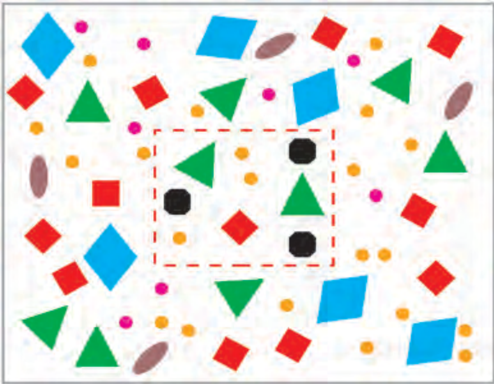


Figura 1.- Población heterogénea. El recuadro rojo en línea discontinua representa una posible muestra. Como se puede observar la muestra no representa fielmente a la población

Fuentes de incertidumbre durante el proceso de muestreo

Si un estudio genera datos con errores muy grandes, la incertidumbre en los resultados puede impedir la obtención de conclusiones científicamente sólidas. Dado que existen diversas fuentes posibles de incertidumbre a considerar cuando se procesa o analiza una muestra, para identificar el método de muestreo adecuado a nuestras necesidades, es necesario primero comprender los distintos tipos de error que se pueden generar durante el muestreo de un material particulado.

	NOTACIÓN	TIPO DE ERROR	DESCRIPCIÓN
1	EP	Error de preparación	Degradación de la muestra, errores crasos, pérdida o enriquecimiento del analito.
2	ES	Error de segregación y agrupamiento	Resultado de la heterogeneidad de distribución en el material.
3	EFL1	Error de fluctuación de la heterogeneidad a gran escala	Tendencias a lo largo del espacio o del tiempo.
4	EFL2	Error de fluctuación periódica de la heterogeneidad.	Niveles periódicos a lo largo del espacio o del tiempo.
5	ED	Error de delimitación del incremento.	Identifica la correcta muestra a tomar. Considera los límites del volumen de un dispositivo de muestreo correcto.
6	EE	Error de extracción del incremento.	Extracción de la muestra pretendida. Considera la forma de los bordes de corte del dispositivo de muestreo.
7	EF	Error fundamental	Resultado de la heterogeneidad constitucional del material, es decir, del hecho de que las partículas son física y/o químicamente diferentes.

Tabla 1.- Tipos de errores asociados al error total cometido durante un proceso de muestreo

Pitard (1993) identifica siete fuentes posibles de error durante el muestreo y propone una serie de sugerencias acerca de cómo controlar o estimar la magnitud de dichos errores.

El error de preparación (EP)

Este error comprende errores crasos tales como pérdidas, contaminación, alteración (por ejemplo, degradación de la muestra), incertidumbre añadida durante la manipulación de la muestra, transporte, almacenamiento, preservación, o cualquier proceso que pueda alterar el nivel del analito entre que la muestra es tomada y analizada. El error de preparación puede minimizarse siendo cuidadoso, honesto, y utilizando el sentido común.

El error de segregación y agrupamiento (ES)

El error de segregación y agrupamiento está relacionado con la distribución de las partículas y el analito en la muestra, y es debido a la distribución no aleatoria de las partículas debido a su agrupamiento o segregación. La gravedad a menudo juega un importante papel a la hora de provocar este error al segregar diferencialmente un tipo de partículas de otro, debido a diferencias en la densidad, tamaño de partícula, e incluso forma de las partículas, de modo que es habitual, por ejemplo, que las partículas pesadas se acumulen en la parte baja de una pila de residuos, mientras que las partículas ligeras suelen agruparse en las capas superiores. Otra manifestación de este error se puede observar fácilmente en muchos residuos y consiste en la formación de aglomerados ricos en materia orgánica.

Este error puede ser minimizado mediante la toma de muestras compuestas, mediante la combinación de varios incrementos aleatorios tomados en diferentes puntos del lote a muestrear. Otra solución consiste en la pre-homogeneización o mezcla del material antes del muestreo, si bien esta solución no siempre es viable y debe realizarse cuidadosamente, ya que en muchos casos la segregación por gravedad es muy rápida.

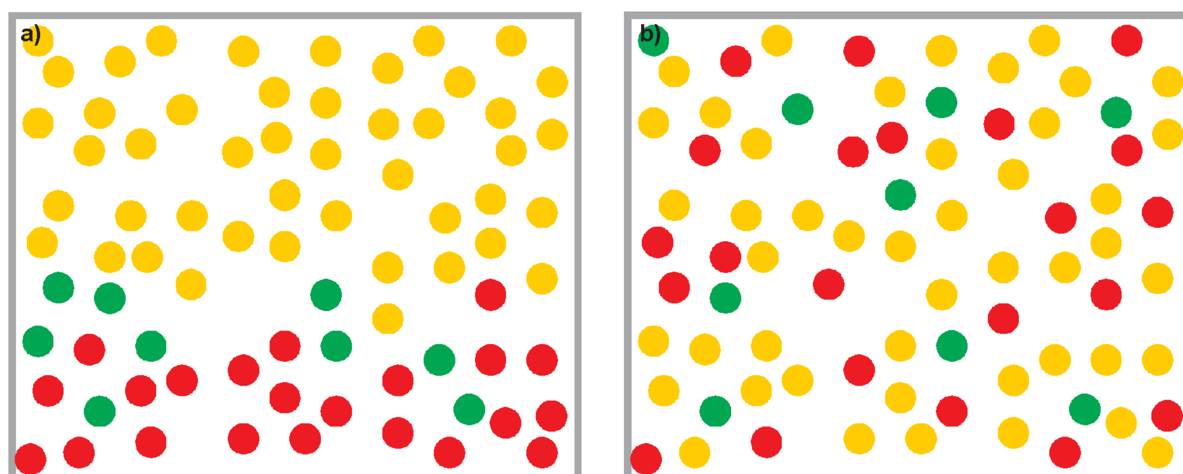


Figura 2.- a) Material particulado que ha sufrido una segregación por gravedad. b) El mismo material tras su homogeneización

El error de delimitación del incremento (ED)

El error de delimitación resulta de la incorrecta definición de la forma del volumen del material que va a ser extraído y se produce porque el proceso de muestreo no da la misma probabilidad de selección para todas las partes de la muestra. Un dispositivo de muestreo correcto debe dar a todas las fracciones de la población una oportunidad igual y constante de formar parte de la muestra. Si el dispositivo de muestreo tiende a seleccionar partículas de alguna parte del lote de forma no equiprobable, se introducirá un error.

En la Figura 3 se puede observar como los dispositivos a) y b) no delimitan adecuadamente el incremento a tomar, y tienden a rechazar las partículas que se encuentran en las capas más profundas o superficiales, respectivamente. Si este tipo de error se combina con una segregación por gravedad, la muestra tomada puede diferir considerablemente de la población a la que pretende representar.

El error de extracción del incremento (EE)

El error de extracción del incremento resulta de la incorrecta extracción del incremento definido y puede ser una importante fuente de error en el muestreo. Pitard (1993) declara que “se puede decir que la extracción es correcta si y solo si, se respeta la regla del centro de gravedad; todas las partículas con su centro de gravedad dentro de los límites de un incremento correctamente definido pertenecen a la muestra”. En la Figura 4 se muestra la extracción correcta de una muestra con un dispositivo cilíndrico.

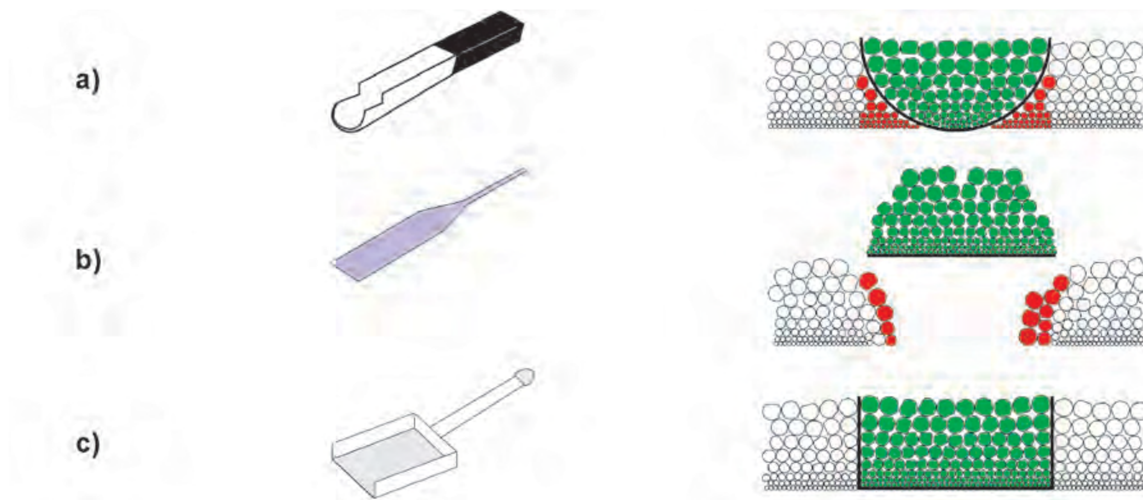


Figura 3.- Influencia del dispositivo de muestreo sobre el error de delimitación del incremento

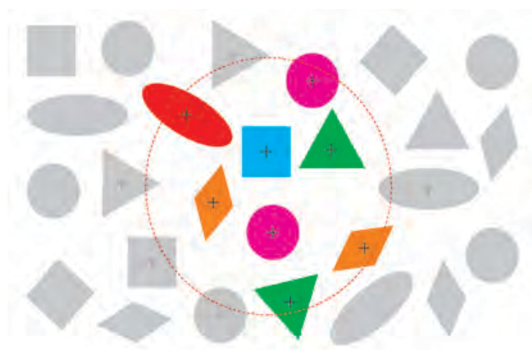


Figura 4.- Extracción correcta de un incremento mediante un dispositivo de muestreo cilíndrico

El error de fluctuación de la heterogeneidad a gran escala (EFL1)

El error de fluctuación de la heterogeneidad a gran escala se refiere a las tendencias no aleatorias y no periódicas del analito en el lote, y se trata de un error inherente a la propia distribución del analito a lo largo del emplazamiento. La identificación de este tipo de heterogeneidad es generalmente considerada un objetivo del programa de muestreo.

El error de fluctuación periódica de la heterogeneidad (EFL2)

El error de fluctuación periódica de la heterogeneidad es un error típico cuando la concentración del analito o la característica de interés se manifiesta según un patrón de repetición periódico. Un ejemplo de este tipo de error puede ser encontrado cuando se caracteriza un RSU a lo largo del tiempo, y aparecen fluctuaciones periódicas en la composición del residuo relacionadas con la época del año (Ej.: aumento de envases de bebidas en verano, o aumento de residuos de poda a finales del invierno).

El error fundamental EF

El error fundamental es el error total de muestreo cometido cuando el proceso de selección que es correcto, es decir, probabilístico y con una probabilidad uniforme de ser seleccionados, y los elementos han sido seleccionados independientemente uno de los otros. Todos los errores vistos hasta ahora pueden ser teóricamente eliminados, mediante la adopción de unas buenas prácticas de muestreo. Sin embargo, el error fundamental es el único error que no puede ser reducido a cero, incluso en el caso de aceptar la hipótesis más favorable. El error fundamental es el mínimo e irreducible error de muestreo que se puede cometer, debido a que está generado por la propia constitución heterogénea del material, lo cual es una propiedad intrínseca del lote a muestrear.

Aunque el error fundamental no se puede determinar directamente, sí se puede estimar su varianza máxima y mínima mediante la siguiente expresión:

$$\sigma_{FE}^2 = \left[\frac{1}{M_S} - \frac{1}{M_L}\right] \cdot IH_L$$

donde:

M_S: masa de la muestra (g)

M_L: masa del lote (g)

IH_L: invariante de heterogeneidad del lote (adimensional)

Esta fórmula es extremadamente práctica para la optimización de protocolos de muestreo. Cuando M_L es mucho mayor que M_S, la fórmula anterior puede simplificarse como:

$$\sigma_{FE}^2 = \frac{IH_L}{M_S}$$

Los parámetros característicos de una sustancia

La variabilidad asociada con el muestreo de un material particulado depende de varios parámetros físicos y químicos, entre los cuales podemos citar el número, forma y tamaño de partículas, su masa y composición química, la distribución del analito entre las partículas, la presencia de materiales incrustados o intersticiales, etc. Así, la masa de la muestra necesaria para cumplir con los requisitos del estudio dependerá de todas las características anteriores y será función del nivel deseado de exactitud y precisión requeridos para el estudio.

Todos estos parámetros físico-químicos son intrínsecos a un material dado y pueden ser resumidos en una constante, denominada invariante de heterogeneidad, IH_L, que puede ser expresada como el producto de cinco factores, denominados parámetros característicos o descriptivos de la sustancia:

$$\sigma_{FE}^2 = \left[\frac{1}{M_S} - \frac{1}{M_L} \right] \cdot IH_L$$

donde:

c: parámetro de constitución, cuyas unidades son las de la densidad expresada en . Tiene en cuenta las densidades y las proporciones de los constituyentes en el lote.

β: factor de liberación (adimensional). Tiene en cuenta el grado en el cual la sustancia de interés se encuentra embebida en los otros fragmentos.

f: factor de forma (adimensional)

g: factor granulométrico (adimensional)

d: parámetro que describe el tamaño del fragmento más grueso. Se define como la luz de una malla cuadrada que retiene el 5% de la masa del lote. Debe ser expresado en cm para ser consecuente con las dimensiones de los otros parámetros.

Estos parámetros siempre pueden ser calculados, al menos en su orden de magnitud.

El parámetro de constitución, c

Para un material consistente en dos componentes se puede definir matemáticamente como:

$$c = \frac{(1 - a_L)}{a_L} \cdot [(1 - a_L)\delta_A + a_L \cdot \delta_G](g \cdot cm^{-3})$$

donde:

a_L es la proporción decimal del componente A en el lote L (ej.: 10% = 0,10)

δ_A es la densidad del componente crítico A ($g \cdot cm^{-3}$)

δ_G es la densidad media del material restante, los componentes que no son de interés.

En la práctica, el término entre corchetes:

$$(1 - a_L)\delta_A + a_L \cdot \delta_G$$

tiene un valor próximo a la densidad media δ_M, y una aproximación razonable sería:

$$c \approx \delta_M \cdot \frac{(1 - a_L)}{a_L}$$

o, si a_L<<1, entonces:

$$c \approx \frac{\delta_M}{a_L}$$

El cociente

$$\frac{(1 - a_L)}{a_L}$$

varía desde la unidad, si a_L=0,5, hasta 10^9 si a_L=1 ppb, por ejemplo.

Puede observarse que dado que el máximo valor que puede alcanzar la densidad únicamente será del orden de unas pocas unidades como mucho, el factor que mayor importancia toma en la determinación del valor de c es a_L. De igual forma sucede con d^3 en el caso de IH_L

El factor de forma, f

El factor de forma f es un coeficiente adimensional que pretende corregir el hecho de que las partículas consideradas no son cubos perfectos, por lo que también es conocido como factor de cubicidad.

El factor de forma representa la relación entre el volumen de una partícula y el de un cubo cuya arista tenga la misma longitud que la apertura de malla que permite que el fragmento pase a través de ella.

Diversos experimentos han demostrado que la mayoría de los materiales tienen un factor de forma en torno a 0,5; aunque hay excepciones:

- Las partículas de forma aplanada tienen un factor de forma entorno a 0,1.

- Las partículas que se presentan como sólidos blandos y sometidas a estrés mecánico, tienen un factor de forma entorno a 0,2.

- Los materiales aciculares, que se presentan en forma de agujas, tienen un factor de forma superior a 1, y en ocasiones de hasta 10. Estos materiales pueden crear complicados problemas de muestreo, aunque afortunadamente no son comunes.

Si bien el factor de forma puede ser determinado experimentalmente según diversos métodos, para la mayoría de los propósitos prácticos, f puede considerarse como una constante e igual a 0,5 (Gy 1982).

El factor granulométrico, g

El factor granulométrico g es un coeficiente adimensional que tiene en cuenta el hecho de que no todas las partículas

tienen el mismo diámetro d. Si todas las partículas estuviesen perfectamente calibradas (y presentaran exactamente el mismo tamaño), g sería igual a 1.

El valor de g se ha calculado a partir de diversas series estadísticas con materiales de distintas formas y granulometrías, y en la práctica se utilizan los siguientes valores:

- materiales no diferenciados sin calibrar, valor medio. g=0,25

- materiales que pasan a través de una malla. g=0,40

- materiales retenidos por una malla. g=0,50

- materiales retenidos entre dos mallas. g=0,6/0,75

- materiales naturalmente calibrados. Ej. granos de cereales. g=0,75

- materiales uniformemente calibrados. Ej. cojinete de bolas. g=1,0

El tamaño máximo de partícula, d

El tamaño máximo de partícula, d (ó d_{95}), se define como aquella luz de una malla cuadrada que retiene no más del 5% de las partículas de interés. Esta definición no es arbitraria, y se ha tomado debido a que es la definición que reduce el rango de fluctuación del factor g al mínimo, permitiendo una estimación más precisa del producto $g{\cdot}d^3$. Un estudio realizado sobre el análisis de 113 granulometrías diferentes (Gy 1982), mostró una interesante propiedad: si se elige para d el valor de la apertura de una malla cuadrada que retenga no más del 5% de las partículas, el valor de g para materiales no calibrados varía muy poco entorno a 0,25. La mayoría de estos análisis arrojaron valores comprendidos entre 0,20 y 0,30.

Debido a que el diámetro d está elevado a la tercera potencia en la expresión de IH_L, es necesario evaluarlo de la forma más precisa posible.

El factor de liberación, β

Este parámetro toma su nombre de los materiales mineralógicos, en los cuales varios minerales pueden aparecer formando parte de un mismo fragmento. No obstante, las mismas condiciones pueden ser observadas en ciertos residuos, como es el caso de la recuperación de chatarra de metal a partir de vehículos fuera de uso, o de instalaciones eléctricas; es más, en función de la característica de interés, se puede observar a partir de residuos de prácticamente cualquier tipo.

El valor de β varía desde la unidad hasta cero. El valor β=1 se alcanza cuando los componentes se encuentran totalmente separados unos de otros, o “liberados”. El valor β=0 ocurre cuando los componentes se encuentran totalmente homogeneizados, una situación inalcanzable en la práctica. No existe ninguna fórmula matemática que permita calcular con exactitud el valor de β, y si no se está seguro de su valor, se recomienda tomar β=1.

La mayoría de los materiales se pueden clasificar según su grado de heterogeneidad:

- Material muy heterogéneo: β = 0,8

- Material heterogéneo: β = 0,4

- Material medio: β = 0,2

- Material homogéneo: β = 0,1

- Material muy homogéneo: β = 0,05

Minimización del error durante el proceso de muestreo

Un muestreo correcto debe, entonces, contemplar las siguientes prácticas:

- Utilizar el sentido común y la vigilancia, para minimizar el error de preparación EP.

- Realizar una pre-homogeneización de la muestra, o tomar una muestra compuesta consistente en varios incrementos, con la finalidad de minimizar el error de agrupamiento y segregación, ES.

- Utilizar herramientas de muestreo adecuadamente diseñadas, con la finalidad de minimizar los errores de delimitación y extracción (ED y EE).

- Planificar correctamente el muestreo en el espacio y en el tiempo, para evitar los errores de fluctuación, EFL1 y EFL2.

De este modo, si se emplean prácticas de muestreo adecuadas, entonces los términos EP, ES, ED, EE, EFL1 y EFL2 se anulan (o al menos se minimizan), y el error total de muestreo queda reducido a un único error: el error fundamental:

$ET \approx EF$

El error fundamental es el mínimo error que se puede cometer, debido a la propia naturaleza del material a muestrear (su heterogeneidad de constitución), y es la base para el desarrollo de una estrategia de muestreo. Este error es inherente a cada material compuesto de partículas, que son diferentes física y/o químicamente entre sí. El error fundamental es, por tanto, el mínimo error de muestreo y el error esperado si la operación de muestreo es perfecta, pero es también el único error que se puede estimar antes de la operación de muestreo. Por tanto, la estrategia para obtener una muestra representativa recae sobre unas correctas prácticas de muestreo que minimicen todos los errores “controlables”, de tal manera que el error total cometido se reduzca al error fundamental, cuyo valor exacto no se puede estimar, pero sí se puede tratar de reducir su varianza.

Sólo existen dos formas de reducir la varianza relativa del error fundamental. Una forma consiste en incrementar la masa de la muestra, M. Si se toma una muestra de mayor masa, entonces la incertidumbre en los resultados será

menor (si el muestreo se ha realizado “correctamente”). Cómo de grande necesitará ser la muestra para alcanzar los objetivos de calidad del estudio dependerá de como de grande sea la varianza relativa del error fundamental respecto al error máximo permitido para el estudio. Si la muestra contiene partículas grandes, entonces será necesario una muestra relativamente grande. El otro método para alterar el efecto del error fundamental consiste en alterar la naturaleza de la muestra mediante su molienda con la finalidad de reducir el tamaño máximo de partícula.

Agrupando en la expresión de la varianza del error fundamental, s^2_{FE}, los términos c, β, f, y g en una única constante de muestreo, C, se obtiene la siguiente expresión:

$$s^2_{FE} \quad \frac{1}{M_S} c \cdot \beta \cdot \beta \cdot f \cdot g^3 = \frac{d^3}{M_S} \cdot C = d^3 \cdot M_S^{-1} \cdot C$$

Aplicando ahora logaritmos sobre la expresión anterior, obtenemos:

$$\log\left(S^2_{FE}\right) = 3 \cdot \log(d) - \log(M_S) + \log(C) = (-1)\log(M_S) + \left[3 \cdot \log(d) + 1 \cdot \log(C)\right]$$

que se corresponde con la ecuación de una recta, de la forma y = m·x + b, con:

y = $\log\left(S^2_{FE}\right)$

m·x = $(-1)\log(M_S)$

b = $\left[3 \cdot \log(d) + 1 \cdot \log(C)\right]$

De este modo, si representamos la varianza del error fundamental en escala logarítmica, obtenemos un diagrama de muestreo donde, para un material dado con unos determinados parámetros característicos (constante de muestreo, C), cada tamaño de partícula quedará determinado por una línea recta. Este diagrama se denomina nomograma de muestreo. La Figura 5 representa un nomograma de muestreo para un compost de RSU. La línea recta azul representa la ecuación de muestreo para un diámetro máximo de partícula de 10 mm, y las líneas discontinuas nos indican que para obtener una varianza del error fundamental de 125 · 10^{-5} la masa de la muestra debe ser de al menos 1 kg.

Operaciones de submuestreo

Las muestras tomadas deben ser tanto exactas como precisas, según las especificaciones previas, y al mismo tiempo deben ser representantivas del lote, pero esto no sólo es aplicable a la muestra primaria (o de campo) sino también a cualquier reducción posterior de las muestras o submuestreo. Tales pasos incluyen la preparación de la muestra, pulverización (machacado o molido), homogeneización, mezclado, pesaje, y otras reducciones o fragmentaciones de las muestras.

En un proceso analítico que comprende n etapas de muestreo o submuestreo, la varianza total del error fundamental se puede expresar como:

$$s^2_{FE} = \sum_{i=1}^{n} s^2_{FE_i} = s^2_{FE_1} + s^2_{FE_2} + s^2_{FE_3} + \ldots + s^2_{FE_n}$$

Es decir, la varianza total del EF es la suma de las varianzas parciales del EF de cada etapa de submuestreo. De este modo, una vez fijados unos criterios de calidad para la globalidad del proceso analítico, es preciso “repartir” este error entre las distintas etapas del muestreo. Una posible forma de hacerlo es la siguiente:

$$s^2_{FE_i} = \frac{s^2_{FE_T}}{2^i}$$

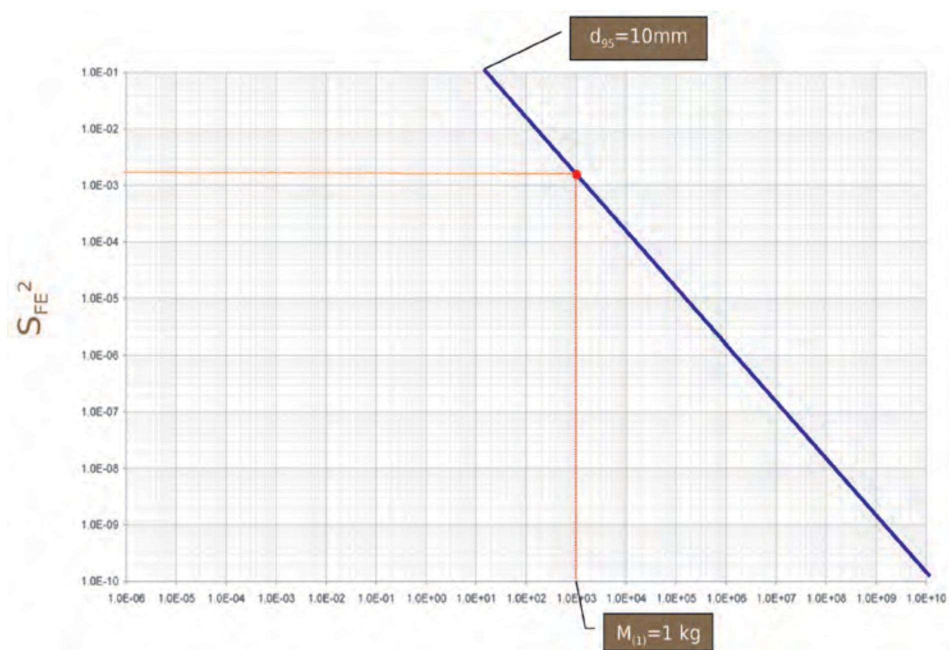


Figura 5.- Ejemplo de un nomograma de muestreo

De modo que:

$$s^2_{FE_T} = \frac{1}{2}\cdot s^2_{FE_T} + \frac{1}{4}\cdot s^2_{FE_T} + \ldots + \frac{1}{2^n}\cdot s^2_{FE_T}$$

Esta técnica permite repartir el error entre las distintas etapas de muestreo, y asignar una mayor "cantidad de error" a las primeras fases de muestreo, donde el tamaño de partícula es más grande, al tiempo que permite calcular fácilmente el error para cada una de ellas.

Caso práctico

Se desea realizar un análisis de nitrógeno de un compost con una tamaño nominal de partícula de 10 mm, y el protocolo analítico exige una molienda previa del material a un diámetro inferior a 0,25 mm. La desviación típica máxima del error que se desea cometer durante todo el proceso es del 5%. Se puede suponer que el error analítico es despreciable frente al error cometido durante el muestreo.

La resolución de este problema requiere un muestreo en dos fases. En una primera fase se tomará una muestra de campo de un compost con un tamaño de partícula de 10 mm. En una segunda fase se deberá reducir el tamaño de partícula de la muestra tomada a 0,25 mm, y se deberá tomar una submuestra de ésta con la finalidad de someterla a análisis en el laboratorio.

Los pasos a seguir serían los siguientes:

1. Obtenemos la constante de muestreo

$$C = c\cdot\beta\cdot\beta\cdot f$$

Podemos suponer para nuestro material los siguientes parámetros característicos: β = 1; f = 0,5; g = 0,25. Supongamos además que nuestras DQO's establecen un valor de a_L = 0,05; de modo que C = 1,5.

2. Hallamos la varianza del FE máxima asociada a cada fase de muestreo.

Tenemos que la operación consta de 2 pasos sucesivos de muestreo - submuestreo, y la desviación típica máxima del FE permitida es del 5% = 0,05. Por tanto:

$$s^2_{FE_1} = \frac{s^2_{FE_T}}{2} = \frac{0{,}05^2}{2} = 0{,}00125 = 1{,}25\cdot 10^{-3}$$

$$s^2_{FE_2} = \frac{s^2_{FE_T}}{4} = \frac{0{,}05^2}{4} = 0{,}000625 = 6{,}25\cdot 10^{-4}$$

3. Construimos el nomograma de muestreo.

Con estos datos se puede construir el nomograma de muestreo, que se muestra en la Figura 6.

En la Figura 6 se pueden observar las distintas fases a seguir durante el procedimiento de muestreo:

1.- Para obtener una muestra a partir del material original (d = 10 mm) y asegurar que la varianza del error no supera el valor de $1{,}25\cdot 10^{-3}$, es necesario tomar una muestra de al menos 1 kg.

2.- Esta muestra de campo se debe reducir a un tamaño de partícula de 0,25 mm y rehomogeneizar.

3.- Para obtener una submuestra a partir de la muestra de campo una vez homogeneizada y molida (d = 0,25 mm) y asegurar que la varianza del error durante esta fase no supera el valor de $6{,}25\cdot 10^{-4}$, es necesario tomar una muestra de al menos 37,5 mg.

La muestra analítica así tomada garantiza que se respetan los criterios de calidad establecidos.

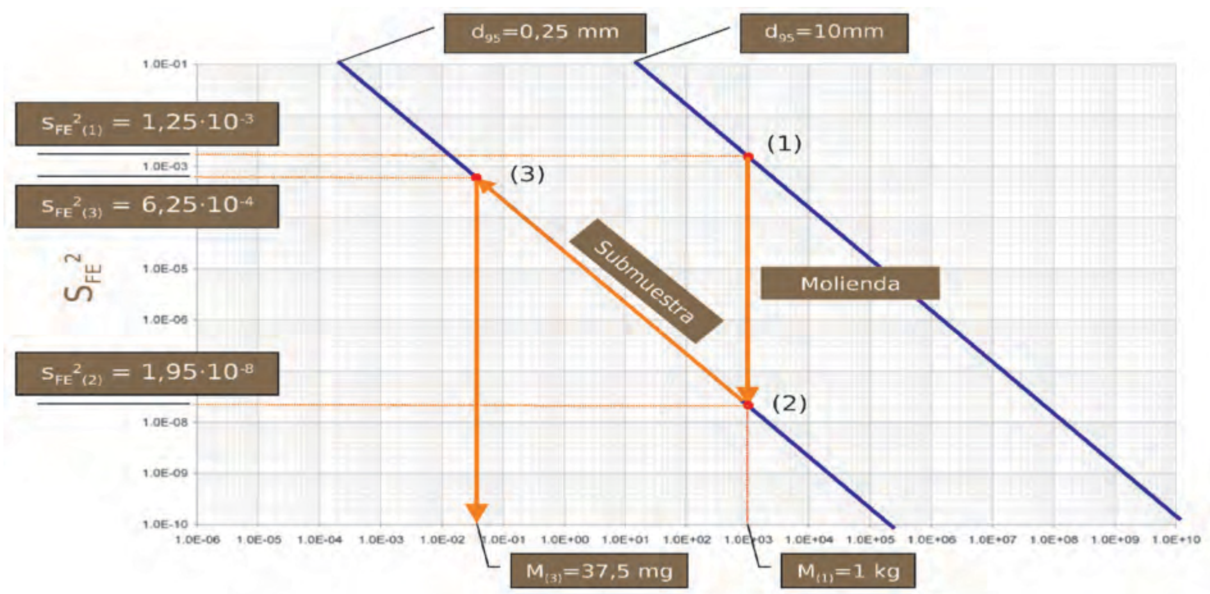


Figura 6.- Nomograma de muestreo para el compost especificado

Referencias bibliográficas

Barth, D.S., Mason, B.J., Starks, T.H., Brown, K.W. 1989. Soil Sampling Quality Assurance User's Guide, Second Edition. EPA/600/8-89/046, U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas, Nevada.

Gerlach, R.W. & Nocerino J.M. 2003. Guidance for Obtaining Representative Laboratory Analytical Subsamples from Particulate Laboratory Samples. EPA/600/R-03/027. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Las Vegas, NV.

Gy, P. 1982. Sampling of Particulate Materials: Theory and Practice. 2nd ed. Elsevier. New York.

Gy, P. 1998. Sampling for Analytical Purposes. John Wiley & Sons. Chichester, England.

Ingamells, C.O., Pitard, F.F. 1986. Applied Geochemical Analysis. Wiley, New York.

Jenkins, J.F., Grant, C.L., Brar, G.S., Thorne, P.G., Schumacher, P.W., Rannaey, T.A. 1997. Sampling error associated with collection and analysis of soil samples at TNT-contaminated sites. Field Analytical Chemistry and Technology, 1(3), 151-163.

Mason, B.J. 1992. Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies. EPA/600/R-92/128. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Las Vegas, NV.

Pitard, F.F. 1993. Pierre Gy's Sampling Theory and Sampling Practice: Heterogeneity, Sampling Correctness, and Statistical Process Control. 2nd ed. FL: CRC Press LLC. Boca Raton.

Smith, P.L. 2001. A Primer for Sampling Solids, Liquids, and Gases Based on the Seven Sampling Errors of Pierre Gy. Society for Industrial and Applied Mathematics, Philadelphia, PA.

USEPA. 2002. RCRA Waste Sampling Draft Technical Guidance: Planning, Implementation and Assessment. EPA530-D-02-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste. Washington, DC.



